

**BAGGERNUT WATERSYSTEEMANALYSE EN
SLIBDIAGNOSE VOOR DE
SCHUTSLOTERWIJDE**

WATERSCHAP REEST EN WIEDEN

20 september 2012
076433684:B - Definitief
C01012.100062.0120



Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	het project BaggerNut.....	3
1.2	Watersysteemanalyse	4
1.3	Slibdiagnose.....	5
1.4	Locatie Schutsloterwilde waterschap Reest en Wieden	5
1.5	Leeswijzer.....	6
2	Beschrijvingwatersysteem	7
2.1	Watersysteem	7
2.2	Toestand (KRW) en KRW doelstelling.....	13
2.3	de relatie tussen chemie en ecologie volgens de KRW-verkenner tool.....	15
2.4	Maatregelen	16
2.5	Functies.....	16
3	Analyse	19
3.1	Opzet watersysteemanalyse	19
3.2	Waterbalans	19
3.2.1	Methoden en basisgegevens	19
3.2.2	Resultaten en discussie	20
3.3	Stoffenbalans.....	21
3.3.1	Methoden en basisgegevens	21
3.3.2	Resultaten en discussie	23
3.4	Interne en externe belasting.....	24
4	Het nutriëntenscreeningsmodel	26
4.1	introductie.....	26
4.2	Essentie van Het nutriëntenscreeningsmodel	26
4.3	Gebruik van het screeningsmodel in Baggernut.....	27
4.4	Invoer screeningsmodel schutsloterwilde: stap 1&2	28
4.5	modelresultaten en vergelijk met metingen: stap 3&4	28
4.6	Bodemkarakteristieken: stap 5	31
4.6.1	Balansen.....	32
5	Slibdiagnose	35
5.1	Beschrijving huidige situatie en autonome ontwikkeling	35
5.2	Maatregelen	38
6	Conclusies	39
6.1	Aanbevelingen.....	39
Bijlage 1	Literatuur	41
Bijlage 2	Methode balansen	43
	Waterbalans.....	43

Periode: interval en jaar	43
Begrenzing	43
Beoordeling van de betrouwbaarheid.....	44
Neerslag en verdamping.....	44
Kwel / wegzijging	45
Infiltratie / Drainage	45
Inlaat en Uitlaat vanuit aanliggend oppervlaktewater	45
Berging 45	
Sluiten van de balans.....	45
Stoffenbalans.....	47
Eenheden 47	
Inlaat / uitLaat	47
neerslag 48	
Kwel / wegzijging:	48
Landbouw en Natuur (Uitspoeling):.....	49
Depositie 49	
nalevering 49	
Overig (vogels, blad, vissers, honden??).....	49
Interne en externe en kritische belasting	49
Referenties	50
Bijlage 3 Processen screeningsmodel.....	51
Bijlage 4 Invoer screeningsmodel	59
Bijlage 5 Aanvullende resultaten screeningsmodel.....	61
Bijlage 6 Invoer bodemdiagnosetool	73
Bijlage 7 Uitvoer bodemdiagnosetool	77

1 Inleiding

1.1 HET PROJECT BAGGERNUT

De belasting van het oppervlaktewater met nutriënten is één van de belangrijkste oorzaken voor het niet halen van de KRW-doelen in 2015. De maatregelen om de nutriëntenbelasting terug te dringen zijn veelal gericht op de beperking van de externe bronnen. Ook interne eutrofiëring wordt als oorzaak gezien; vanuit bodem en bagger (slib) kunnen grote hoeveelheden nutriënten vrijkomen. Deze interne eutrofiëring kan zo sterk zijn dat herstel van de ecologische waterkwaliteit met meer dan tien jaar wordt vertraagd of zelfs geheel verhinderd.

We weten nog weinig over de werking van interne eutrofiëring en kunnen de grootte van interne eutrofiëring moeilijk vaststellen. In de meeste wateren is nog niet bekend of er sprake is van ernstige interne eutrofiëring en welke processen deze veroorzaken. Bovendien is nog niet bekend welke maatregelen effectief zijn om het effect van interne eutrofiëring op te heffen of te neutraliseren.

Dit is aanleiding geweest voor het opzetten van het project BaggerNut.

Doelstelling van het project BaggerNut

Het project BaggerNut onderzoekt de rol van de waterbodem bij het niet halen van de KRW-doelen. Hierbij wordt ook speciaal aandacht besteed aan de vraag van de waterbeheerders of het nut heeft om waterbodemmaatregelen te nemen.

BaggerNut heeft een tweeledige doelstelling:

1. Processen die samenhangen met interne mobilisatie van nutriënten en baggerproductie inzichtelijk maken en op een eenvoudige wijze kwantificeren
2. Waterbeheerders handvatten aanreiken om een oordeel te geven over de effectiviteit van waterbodemmaatregelen (o.a. baggeren)

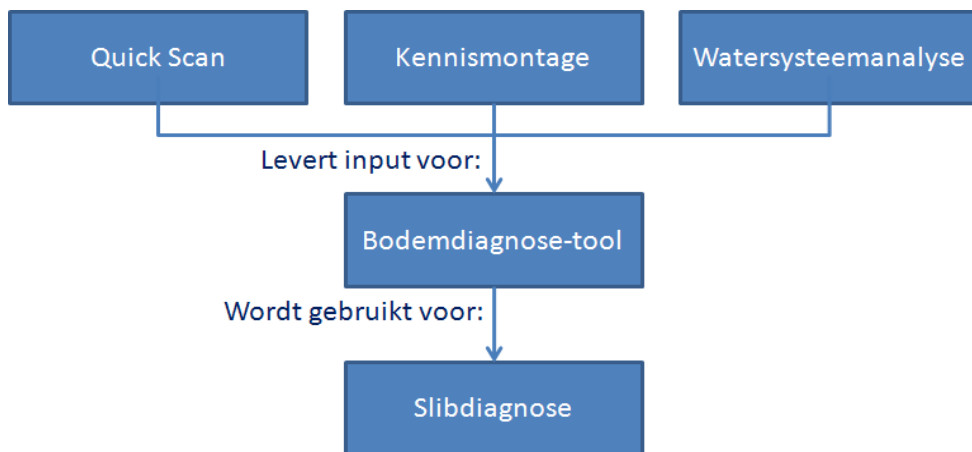
Onderdelen van BaggerNut

Om bovengenoemde doelstelling te halen zijn er verschillende deelprojecten binnen BaggerNut, waarbij de onderdelen die in dit rapport aan bod komen dikgedrukt zijn:

1. Kennismontage;
- 2. Vergaren basisdata (veldmetingen en overige locatiegegevens);**
3. Uitvoeren praktijkexperimenten en maatregelen (baggeren);
4. Bodemdiagnose op basis van
 - a. Quick Scan (incl. kennismontage);
 - b. Watersysteemanalyse**

5. Slibdiagnose (uitvoeren bodemdiagnose op locaties);
6. Kennis delen (communicatie).

De Quick Scan, de kennismontage en de watersysteemanalyse leveren input voor het ontwikkelen van de bodemdiagnose-tool. Deze tool wordt vervolgens toegepast om een slibdiagnose uit te voeren op de verschillende locaties. Hierbij kan informatie uit de watersysteemanalyse als invoer dienen. Onderstaande figuur geeft de verschillende onderdelen weer.



Figuur 1 Overzicht van de verschillende onderdelen van BaggerNut.

Dit rapport is onderdeel van BaggerNut en beschrijft de watersysteemanalyse en slibdiagnose voor de Schutsloterwilde.

1.2 WATERSYSTEEMANALYSE

De watersysteemanalyse (WSA) betreft een zeer beknopte beschrijving van het watersysteem waarin de stofstromen in het gehele watersysteem zo goed mogelijk worden gekwantificeerd op basis van bestaande gegevens. Ook wordt waar mogelijk een link gelegd met de ecologie. Dit levert kennis op over de relatie tussen systeem- en bodemeigenschappen en interne eutrofiering. Uit de WSA worden systeemparameters afgeleid welke als input dienen voor de bodemdiagnose-tool.

Doelstelling

Het doel van de watersysteemanalyse is tweeledig:

1. Input leveren voor de (ontwikkeling van de) bodemdiagnose-tool;
2. Inzicht geven in het functioneren van het watersysteem en de rol van de waterbodem hierin.

De watersysteemanalyse betreft dus geen afgerond advies welke maatregelen een waterschap zou moeten nemen, omdat primair wordt ingezoomd op de P-flux uit de waterbodem.

Watersysteemanalyses voor 10 waterschappen

Voor het project zijn door 10 waterschappen locaties aangewezen waarvoor een watersysteemanalyse wordt uitgevoerd. Dit zijn locaties waarin de ecologische waterkwaliteit niet, of deels, voldoen aan de KRW doelstellingen. De verwachting is dat op de locaties een te hoge nutriëntenbelasting hieraan bijdraagt. De ingebrachte locaties zijn zeer verschillend, zowel in ligging, vorm, bodemtype als beheer en onderhoud.

Locatie	Waterschap/ hoogheemraadschap
Hoefsven	Brabantse Delta
Haarvaten Westboezem, Vlaardingervaart, Slinksloot, Karitaat Molensloot, Akerdijkse plassen	Delfland
De Leijen, Alde Faenen, Slotermeer	Fryslân
Kanalensysteem Westerwolde, kanalensysteem Veenkoloniën, Oldambtmeer, Zuidlaardermeer	Hunze en Aa's
Schutsloterwilde	Reest en Wieden
Klein Vogelenzang (onderdeel Reeuwijkse Plassen)	Rijnland
Twaalf vergelijkbare A-watgangen (sloten) in de Alblasserwaard	Rivierenland
Bleiswijkse Zoom	Schieland en Krimpenerwaard
De Keulevaart, Meijepolder en Zegveld, de Pleijt, Honswijk	Stichtse Rijnlanden
Terwoldse Wetering, Grote Wetering	Veluwe

Tabel 1 Locaties uitgekozen door de waterschappen voor de watersysteemanalyses. In geel de locatie die in dit rapport wordt onderzocht

Op deze locaties zijn meestal waterkwaliteitgegevens beschikbaar van de locatie zelf en, in een aantal gevallen, ook van het aanvoerwater. Meestal zijn er ook gegevens beschikbaar van de ecologische toestand van de locatie. De oorzaak van hoge nutriëntenconcentraties is veelal niet goed bekend. Een mogelijke oorzaak zou interne eutrofiëring vanuit de bodem kunnen zijn. Met een watersysteemanalyse wordt inzichtelijk gemaakt welke bronnen significant bijdragen aan de gemeten nutriëntconcentraties.

Op 6 van de aangewezen locaties wordt een verdergaande analyse gedaan. Naast de WSA worden ook berekeningen uitgevoerd met het nutriëntenscreeningsmodel. Dit model is geschikt voor meren en berekent mechanistisch de verschillende processen in het systeem. Met behulp van dit model kan inzicht verkregen worden in seizoenseffecten als gevolg van bijvoorbeeld algengroei, en veranderende temperatuur. Dit levert extra informatie op over de processen die in deze systemen spelen.

1.3 SLIBDIAGNOSE

Binnen de slibdiagnose wordt de bodemdiagnose-tool toegepast voor een bepaalde locatie. Met behulp van de gegevens uit de WSA wordt de invoer voor de bodemdiagnose bepaald en wordt de ecologische toestand van het systeem bepaald. Vervolgens wordt aangegeven in hoeverre de waterbodem het niet halen van de KRW doelen veroorzaakt. Wanneer de waterbodem een significant effect heeft worden een of meerdere zinvolle waterbodem maatregelen aangegeven en worden de verwachte effecten hiervan doorgerekend.

1.4 LOCATIE SCHUTSLOTERWIJDE WATERSCHAP REEST EN WIEDEN

Het waterschap Reest en Wieden heeft al geruime tijd de vraag of kwaliteitsbaggeren nodig is om waterkwaliteit in de kop van Overijssel (Wieden en Weerribben) te verbeteren. Voor verschillende delen van het beheersgebied zijn nutriëntenbalansen opgesteld. De bijdrage van interne eutrofiëring is daarbij altijd een sluitpost geweest.

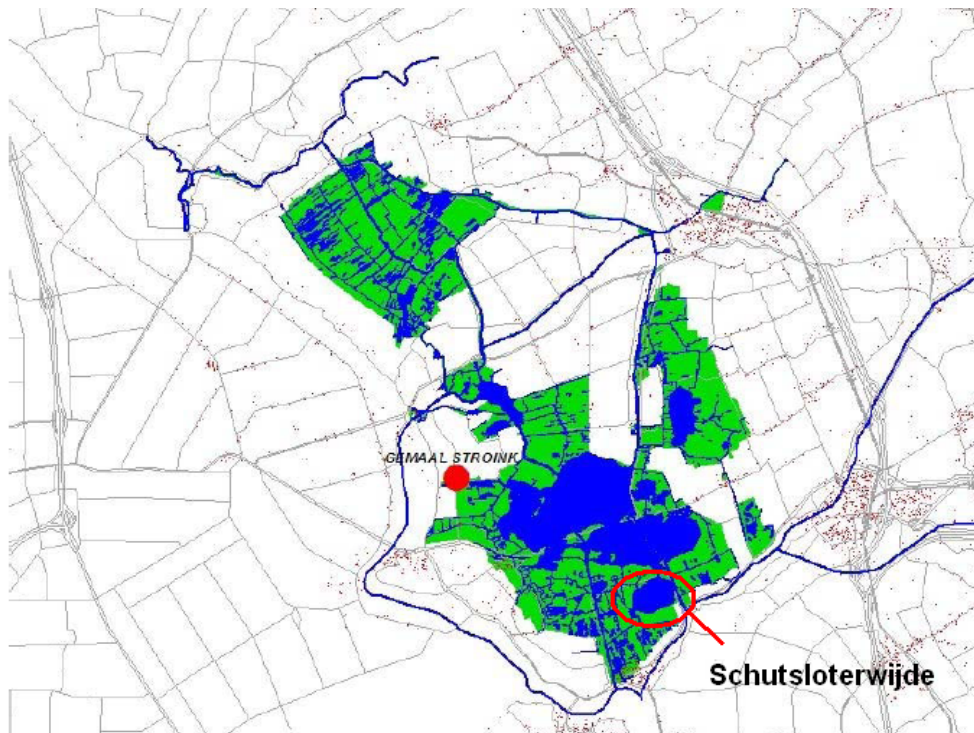
In het project BaggerNut wil het waterschap meer inzicht krijgen in nut en noodzaak van baggeren. Specifieke onderzoeksvragen zijn:

- Wat is de grootte van de interne belasting?
- Wat is het effect van het terugdringen van de externe belasting op de nalevering?
- Wat is het effect van baggeren op de nalevering?

Waterschap Reest en Wieden heeft de Schutsloterwilde ingebracht als locatie. Voor deze locatie zal ook het screeningsmodel worden toegepast.

1.5 LEESWIJZER

Dit rapport is een deelrapport van het project BaggerNut en bevat de resultaten van de watersysteemanalyse voor de Schutsloterwilde van waterschap Reest en Wieden. Hoofdstuk 2 geeft een beschrijving van het watersysteem. Hierbij worden verschillende eigenschappen van het watersysteem besproken. In hoofdstuk 3 staan de uitkomsten van de analyse. Dit bestaat uit de water- en stoffenbalans. Deze balansen zijn gebruikt voor het toepassen van het screeningsmodel. Uitkomsten hiervan staan in hoofdstuk 4. Dit resulteert in een conclusie over de rol van de waterbodem binnen het watersysteem (hoofdstuk 5).



Figuur 3 Overzichtkaart van de boezem van noordwest Overijssel. (bron: Watergebiedplan, 2005)

De boezem wordt via het gemaal Stroink bemalen op het Vollenhovermeer. Dit gemaal heeft een zomerpeil van ca. NAP -0,73 m en een winterpeil van circa NAP -0,83 m. De boezem NWO heeft een oppervlakte van circa 11.000 ha waarvan circa 3.000 ha bestaat uit open water. De bodem bestaat hoofdzakelijk uit veen en in het noordoostelijke gedeelte van het gebied uit zand. Het grondgebruik in de boezem bestaat hoofdzakelijk uit natuurlijke vegetatie zoals rietvlakten, soortenrijke graslanden en (moeras)bos. In de omliggende polders is het grondgebruik overwegend agrarisch.

De Schutsloterwilde ligt in het zuiden van het boezemsysteem en maakt onderdeel uit van het gebied De Wieden. Hieronder beschrijven we de kenmerken van de Schutsloterwilde.

Geologie, veenvorming en vegetatie in het veengebied

De Schutsloterwilde valt, volgens de bodemkaart (Stiboka, 1994), binnen de associatie petgaten¹. Deze associatie is aangegeven in het grotendeels verveende gebied ten noorden van Zwartsluis (zie Figuur 2 voor de ligging van locaties) en ten zuiden en westen van Wanneperveen. Het betreft het veengebied rondom de Beulakerwilde, de Belterwilde, de Schutsloterwilde en de Kiersche Wijde.

De gronden van de associatie petgaten zijn ontstaan als gevolg van de vervening. Na de uitvening trad opnieuw veenvorming en verlanding op. De petgaten verkeren dan ook in verschillende stadia van verlanding en hebben een daaraan gerelateerde vegetatie die uiteenloopt van krabbescheer, riet en biezen in (open) water naar els, wilg en berk in de verlande gebieden. De verlande gedeelten zijn naarmate de verlanding verder is voortgeschreden steviger. In de ribben en zetwallen zijn de variaties in de

¹ Gewonnen veen werd neergelegd op smalle stroken land, de legakkers, ribben of zetwallen. Daartussen bleven langgerekte plassen over, de petten, petgaten, trekpaten. Door de golfslag van het water verdwenen op den duur vaak de legakkers en konden uitgestrekte veenplasgebieden ontstaan.

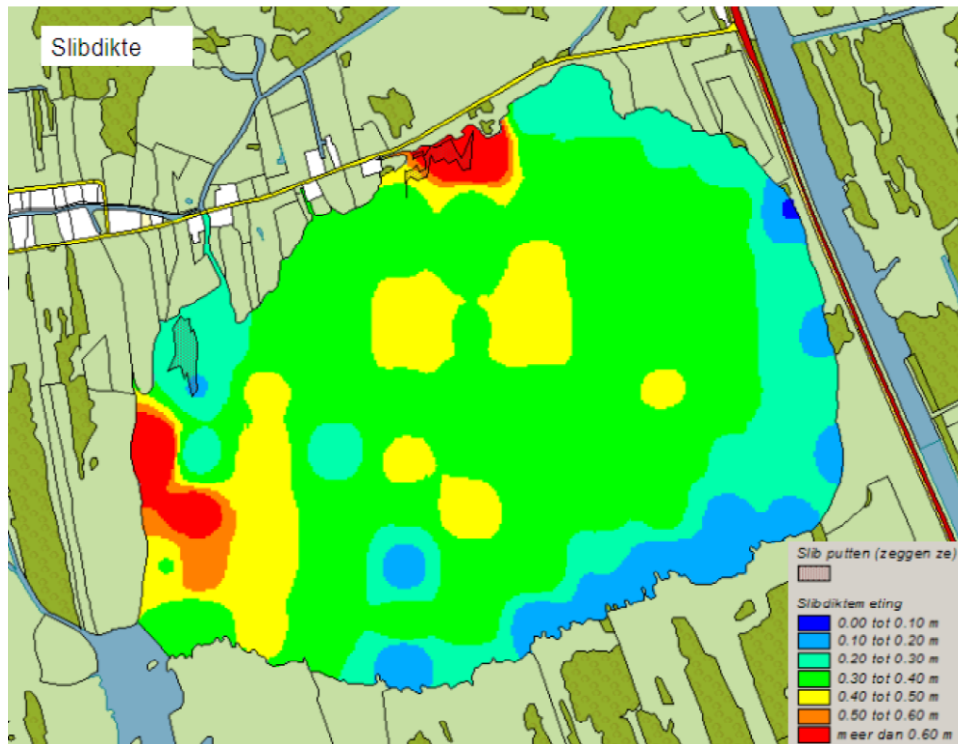
bodemopbouw afhankelijk van de hoeveelheid eventueel teruggestort materiaal uit de periode van de droge vervinging voorafgaand aan het baggeren, de diepte van de zandondergrond, het al of niet aanwezig zijn van een podzolprofiel in de zandondergrond en het al of niet voldoende gerijpt zijn van het veen. Omdat een groot deel van de petgaten in verschillende stadia van verlanding verkeert, is op de bodemkaart geen grondwatertrap aangegeven (Stiboka, 1994).

Grondsoort

De Schutsloterwilde bestaat uit een ondergrond van slib op zand. De sliblaag bestaat voor een groot deel uit organisch materiaal en vormt daarmee een venige slibbodem voor het meer. De diepere ondergrond bestaat uit zand.

Slibdikte

De dikte van de sliblaag is gemiddeld 30 tot 40 cm. Onderstaande figuur geeft de ruimtelijke verdeling. Overall in het meer is een sliblaag aanwezig. Langs de oevers in het zuiden en oosten is de sliblaag minder dik terwijl langs de oevers in het noorden en westen lokaal een dikkere sliblaag te vinden is. Er is in de afgelopen 10 jaar niet gebaggerd in de Schutsloterwilde.



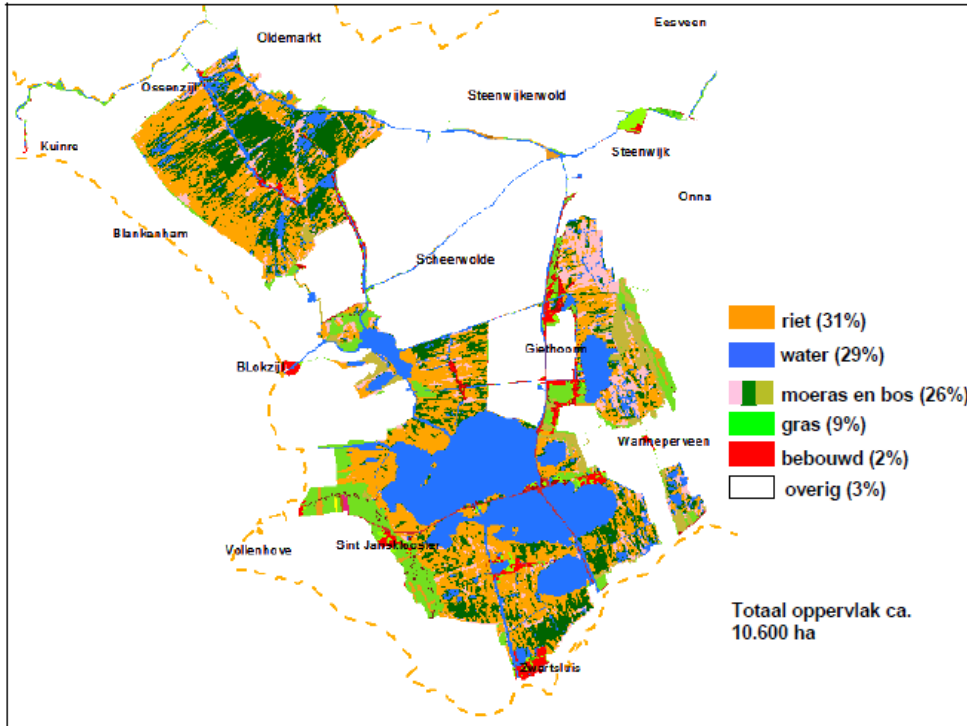
Figuur 4 Slibdikte Schutsloterwilde in meters (Bron: Waterschap Reest en Wieden)

Strijklengte

Het meer heeft een lengte van circa 1500 m en een breedte van circa 1000 m. De strijklengte is de lengte van het wateroppervlak waarover zich een golf kan ontwikkelen en voortbewegen. In de Schutsloterwilde is de strijklengte gemiddeld circa 1300 m. In de lijn van de overheersende windrichting (bij harde wind), nl. ZW-NO, is de strijklengte 1500 m.

Landgebruik

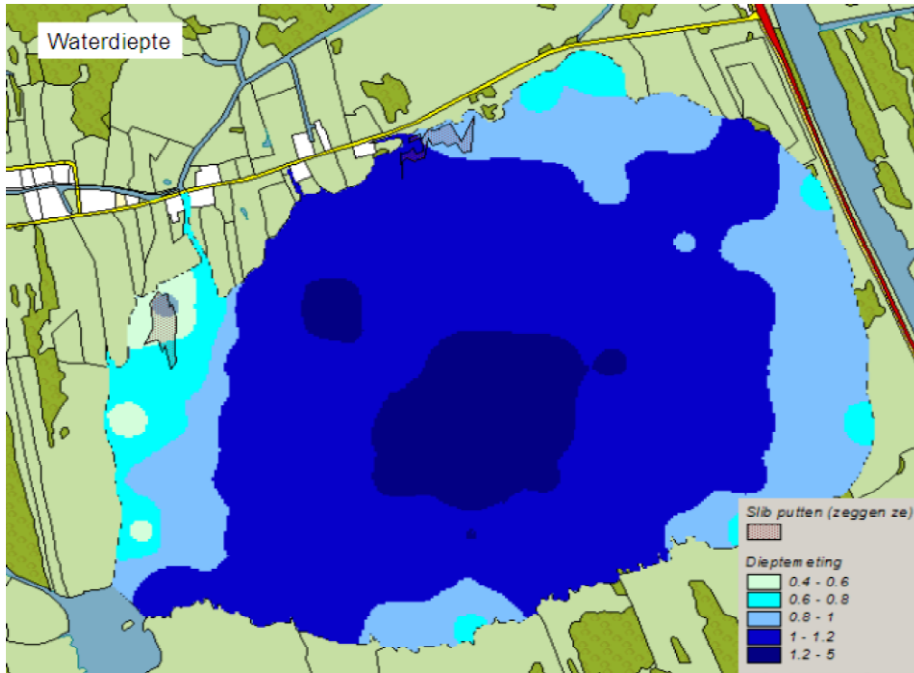
De Schutsloterwilde maakt onderdeel uit van de boezem. Ook het omliggende land hoort hierbij. De boezem bestaat – op hoofdlijnen – voor 1/3 uit water, 1/3 riet en 1/3 moeras en bos. Het gebied rond de Schutsloterwilde bestaat uit zowel riet als moeras en bos.



Figuur 5 Landgebruik boezem Noordwest Overijssel (Bron: Watergebiedsplan, 2005)

Stratificatie

Het meer heeft een gemiddelde waterdiepte van 1 meter (zie Figuur 6). Er zijn enkele punten die een grotere diepte hebben (tot 5 meter). Op basis van de kaart met slibdikte (Figuur 4) lijkt er geen sprake te zijn van ophoping van slib op deze locaties in het meer. Waarschijnlijk zijn het dan ook geen diepe putten (de diepte van 5 meter wordt niet gehaald) en is er geen stratificatie.

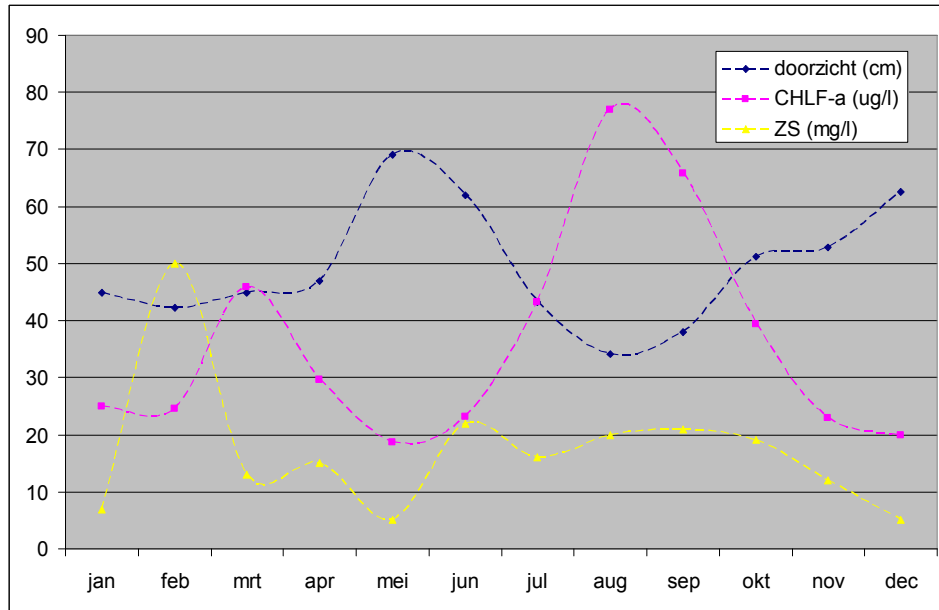


Figuur 6 Waterdiepte Schutsloterwijde in meters (Bron: Waterschap Reest en Wieden)

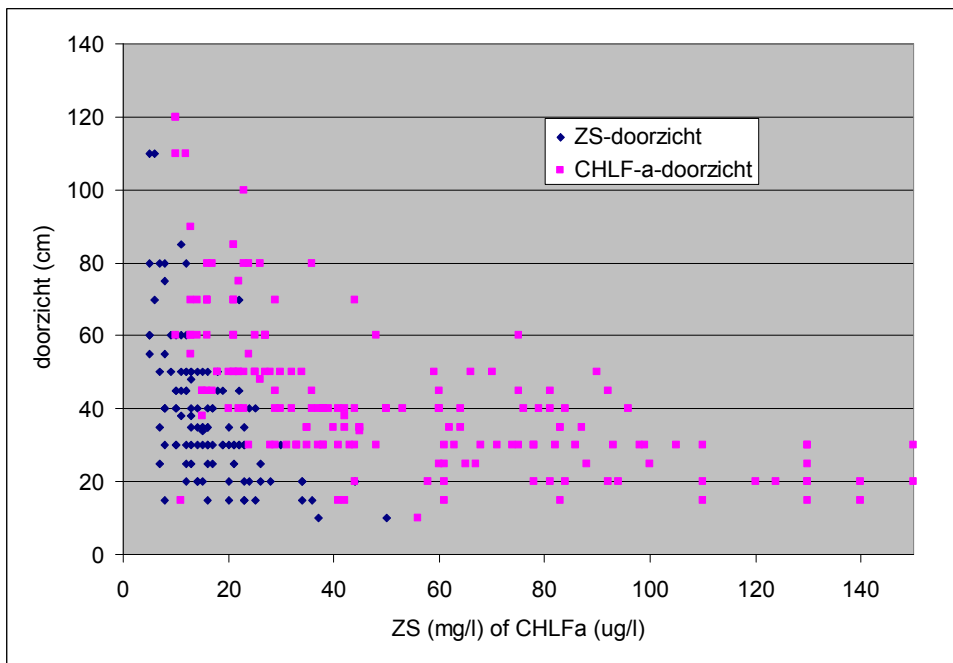
Vertroebeling

In de Schutsloterwijde is sprake van eutrofiering. Dit heeft gezorgd voor vertroebeling van de plas. Sinds eind jaren negentig zijn de concentraties totaal-fosfaat en chlorofyl-a afgenomen. Parallel hieraan is het doorzicht toegenomen. Ondanks het toegenomen doorzicht is er nog steeds sprake van een troebele plas. Figuur 7 toont in de zomer een sterk negatieve relatie tussen het doorzicht en chlorofyl-a (data 2000-2009). Er lijkt in eerste instantie geen relatie te zijn tussen zwevend stof en doorzicht. Probleem is echter dat zwevend stof in die periode alleen in 2004 is gemeten. In Figuur 8 zijn alle beschikbare metingen (vanaf 1988) tegen elkaar uitgezet. Het gemiddelde is 16,4 mg ZS/l (met een gloeirest van ca. 7,5 mg/l. In Figuur 7 geven zowel zwevend stof en chlorofyl een relatie met doorzicht. Het lijkt er op dat beide factoren een rol spelen in de helderheid van de Schutsloterwijde.

De concentraties zwevende stof en chlorofyl-a zijn vergelijkbaar met de Loosdrechtse plassen. Van deze plassen is bekend dat het opwerpen van organischestofrijk slib de belangrijkste belemmering is voor helder water (Waternet, 2008).



Figuur 7 Gemiddeld doorzicht, chlorofyl-a en zwevend stof in de Schutsloterwilde.



Figuur 8 Doorzicht als functie van zwevend stof en chlorofyl-a in de Schutsloterwilde

Bodemkwaliteit Schutsloterwilde

De bodemkarakteristieken zijn weergegeven in Tabel 2. De sliblaag is zeer organisch stofrijk. De P-, Fe-, en S-gehalten variëren nog wel enigszins, maar de ratio's zijn zeer constant en zeer vergelijkbaar met eerder onderzoek (B-Ware, 2008).

Ligging	ligging	Org. stof %	P-totaal g/kg	Fe-totaal g/kg	S-totaal g/kg	Fe/P mol/mol	Fe/S mol/mol	Fe-S/P mol/mol
X	y							
201904	519803	57,4	0,592	23,8	14,8	22,3	0,9	-1,8
201904	519803	58,4	0,745	27,0	14,6	20,1	1,1	1,2
201904	519803	66,3	0,650	26,8	15,5	22,9	1,0	-0,2
201816	520031	55,0	0,853	33,6	20,0	21,9	1,0	-0,8
201860	520246	52,9	0,846	32,3	18,3	21,2	1,0	0,2

Tabel 2 Bodemkarakteristieken van de Schutsloterwijd gemeten door B-Ware (Poelen et al., 2011).

De bodem van Schutsloterwijd is opgeladen met fosfaat, maar niet extreem ge-eutrofeerd. Dat P-gehalten liggen ruim onder de 1,36 g/kg die als criterium is gebruikt. De Fe/P-ratio's zijn zeer hoog, wat gunstig is. De (Fe-S)/P-ratio is aan de lage kant, maar gezien de Fe/P-ratio's ligt en hoge nalevering niet voor de hand.

Indicator	Criterium (bron)	Resultaat Schutsloterwijd
(Fe-P)/S-ratio	>1: matig (Jaarsma et al., 2008) >10: goed (Jaarsma et al., 2008)	Slecht
Fe/P-ratio (mol/mol)	> 10: goed (Geurts, 2010; Boers en Uunk, 1990)	Zeer goed
P-totaal (g/kg)	<1,36: goed (Boers en Uunk, 1990)	Goed

Tabel 3 Indicatoren voor nalevering op basis van totaalgehalten in de waterbodem.

Flora

De Schutsloterwijd gaat over in een gebied met riet en petgaten. In het meer zelf is echter weinig vegetatie aanwezig. De bodem is voor minder dan 1% bedekt met planten. De bodemvegetatie bestaat uit :

- Glanzig fonteinkruid (PotamogetonLucens);
- Gekroesd fonteinkruid (Potamogetoncrispus);
- Krabbescheer (Stratiotesaloides);
- Veelwortelig kroos (Spirodelayrhiza);
- Klein kroos (Lemna minor);
- Mattenbies (Schoenoplectus lacustris).

Glanzig fonteinkruid is de dominant aanwezig soort.

Ook drijvende vegetatie komt nauwelijks voor (<1% van het oppervlak). Deze drijvende vegetatie bestaat uit:

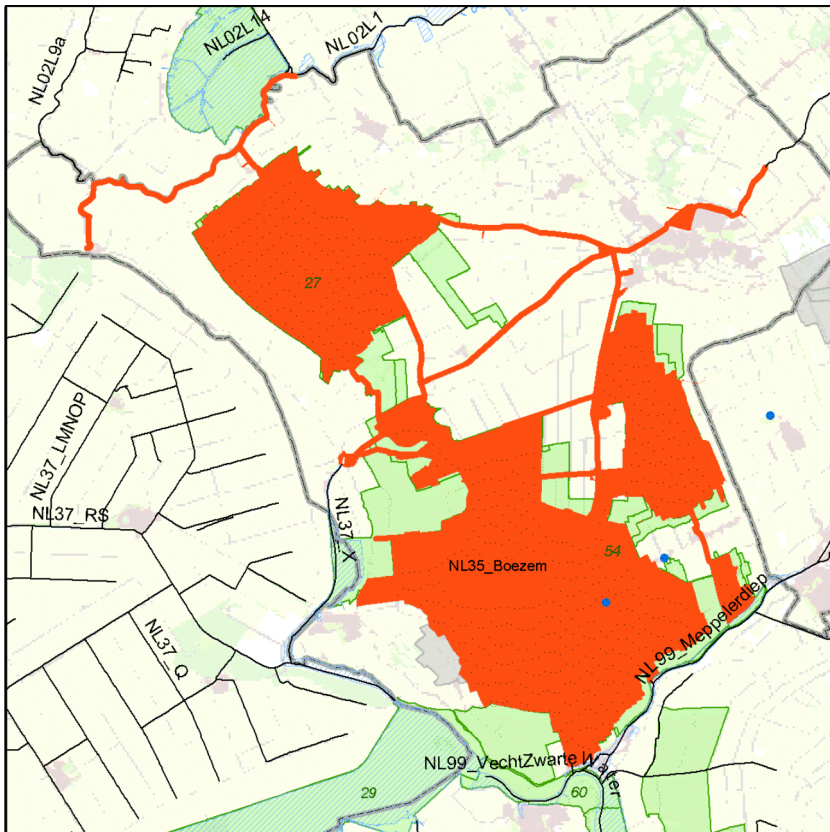
- Watergentiaan (Nymphoide speltata) aan de westkan;
- Geleplomp (Nupharlutea);
- En witte waterlelie (Nymphaea alba).

2.2 TOESTAND (KRW) EN KRW DOELSTELLING

De Schutsloterwijd maakt onderdeel uit van het KRW-waterlichaam Boezem. Het KRW-waterlichaam is daarmee veel groter dan alleen de Schutsloterwijd (zie Figuur 9). Het ligt in het stoomgebied Rijn-Oost en

is van het type M27 “matig grote ondiepe laagveenplassen” en heeft de status kunstmatig. In de KRW-factsheet in het waterbeheerplan wordt het waterlichaam als volgt omschreven:

“Een complex van kanalen, vaarten, ondiepe plassen en petgaten in een laagveengebied dat voortdurend in ontwikkeling is. Er zijn allerlei natuurtypen aanwezig (van open water via veen naar bos). Soms kan zich zelfs hoogveen vormen. De bodem bestaat voor minder dan 50% uit veen, het overige gedeelte is zand en/of klei ”(Reest en Wieden, 2009).



Figuur 9 KRW-waterlichaam Boezem.

De beoordeling van de huidige toestand en de doelstelling vanuit de KRW zijn vastgelegd op het niveau van het waterlichaam. Voor de Schutsloterwilde zijn daarom geen specifieke getallen beschikbaar. In tabel 2 zijn de gegevens over de biologische en chemische toestand van het KRW-waterlichaam “Boezem” opgenomen.

Maatlat	Huidige situatie (2008)	Verwachting 2015	GEP
Macrofauna (EKR)	0,43	0,6	0,6
Overige waterflora (EKR)	0,40	0,6	0,6
Fytoplankton (EKR)	0,35	0,6	0,6
Vis (EKR)	0,52	0,6	0,6
Totaal fosfaat (zomergemiddelde) (mgP/l)	0,07	0,09	0,09
Totaal stikstof (zomergemiddelde) (mgN/l)	2,32	1,3	1,3
Chloride (zomergemiddelde) (mgCl/l)	36,4	200	200
Temperatuur (maximum) (°C)	21,3	25	25
Doorzicht (zomergemiddelde) (m)	0,47	0,9	0,9
Zuurgraad (zomergemiddelde) (-)	8,46	5,5-7,5	5,5-7,5
Zuurstofverzadiging (zomergemiddelde) (%)	99,3	60-120	60-120

Tabel 4 Biologische en algemeen fysisch chemische toestand Schutsloterwilde.

	Slecht
	Ontoereikend
	Matig
	Goed
	Zeer goed

2.3 DE RELATIE TUSSEN CHEMIE EN ECOLOGIE VOLGENS DE KRW-VERKENNER TOOL

Voor BaggerNut is besloten om waar mogelijk gebruik te maken van de KRW-verkenner. Daarom wordt de vertaling van chemische waterkwaliteit naar ecologische kwaliteitsratio's gemaakt met de Ecologytool van de KRW-verkenner (<http://public.deltares.nl/display/KRWV/Downloads>). Deze tool kent voor het watertype M27 vier stuurparameters: N, P, oeverinrichting en peilbeheer. Onderstaande tabel toont dat alle EKR's onvoldoende scores, hetgeen overeenkomt met de werkelijkheid. Tevens toont de tabel dat P en N de limiterende parameters zijn, met andere woorden: verlaging van de P en/of N-concentraties levert zal een verbetering opleveren van de scores, al wil dat nog niet zeggen dat het tot een voldoende leidt.

watertype	M27		
Relevante stuurparameters:	N, P, oeverinrichting, peilbeheer		
Total N	2,07		
Total P	0,09		
Shore alteration	2 (=riet/helofieten zonder moeras, maar ook zonder beschoeiing)		
Water level management	2 (=stabiel)		
KRW-ecologytool	berekende EKR-scores	limiterende kritische parameter:	werkelijke EKR-score (QBWat)
Aquatic flora	0,41	P	0,40
Phytoplankton	0,49	P	0,35
Benthic invertebrate	0,40	N	0,44
Fish	0,42	N	0,35

Tabel 5 EKR scores Schutsloterwilde

2.4 MAATREGELEN

De Schutsloterwilde is een meer met een troebele toestand door eutrofiëring. De afgelopen 20 jaar is de fosfaatconcentratie afgenomen maar er heeft nog geen omslag naar een helder systeem plaatsgevonden. Het waterschap is daarom, in nauwe samenwerking met Natuurmonumenten en Provincie Overijssel, in het najaar van 2007 gestart met een ecologisch herstelproject. Hierbij wordt beheerissserij uitgevoerd met als doel een omslag naar een helder systeem te forceren. De beheerissserij wordt uitgevoerd om een maximale brasempopulatie te hebben van 15-25 kg brasem per hectare (geldt voor brasem >25 cm). Voor het herstelproject is een periode van 5 jaar gereserveerd. In 2009 is een evaluatie uitgevoerd om te bepalen op welke wijze de visserij voortgezet moet worden en of er aanvullende maatregelen nodig zijn. Er is toen geconcludeerd dat baggeren en het legen van de diepe putten maatregelen zijn die de potentie hebben om de interne belasting te verlagen. Er wordt echter gewaarschuwd voor negatieve (bij)effecten. Het advies is dan ook om het effect van de uitdunning van het visbestand af te wachten waarbij onderhoudsvisserij wordt uitgevoerd om te zorgen dat de benthivore vis niet in aantal toe gaat nemen (Witteveen+Bos, 2009). Dit is enkele jaren gebeurd, maar de pilot met beheerissserij is per 2012 gestopt.

Onderstaande tabel geeft een samenvattend overzicht van de maatregelen die de afgelopen 10 jaar zijn uitgevoerd.

Maatregel	Uitgevoerd?	Toelichting
Maaien	ja	t.b.v. beheerissserij zijn de biezepollen gemaaid in het najaar
Reductie emissies	nee	
Defosfateren inlaatwater	nee	
Ingrepen in wateraan/afvoer	nee	
Baggeren	nee	
Visstandbeheer	ja	m.i.v. 2007 beheerissserij, doel: maximaal 15-25 kg/ha brasem > 25cm
Aanleg natuurvriendelijke oevers	Nee	
Herinrichting	Ja	Omzetting landbouwgrond naar natuur/moeras en afwatering op Schutsloterwilde. Fosfaatrijke toplaag eerst afgegraven.

Tabel 6 Uitgevoerde maatregelen in de afgelopen 10 jaar.

2.5 FUNCTIES

Waterschap Reest en Wieden onderscheid een vijftal functies:

- Landbouw;
- Landbouw en landschap;
- Natuur en landbouw;
- Natuur en bos;
- Stedelijk gebied.

Uit de functiekaart bij het Waterbeheerplan blijkt dat voor het meer en omliggend gebied de functie natuur en bos geldt (Reest en Wieden, 2009).

In het waterbeheerplan staat de volgende toelichting bij de functie natuur en bos:

“Het uitgangspunt voor deze zone is het behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden. De waterhuishouding is afgestemd op behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden, waarbij rekening wordt gehouden met eisen voor houtproductie. Dit wordt verder uitgewerkt in het GGOR. Er is optimale conservering van water. Wateraanvoer blijft beperkt tot de huidige mogelijkheden, maar er wordt ook gezocht naar de mogelijkheden voor het beëindigen van de wateraanvoer. De inrichting is afgestemd op behoud en ontwikkeling van ecologische waarden en natuurwaarden, uitgezonderd de gebieden voor houtproductie. Het beheer en onderhoud zijn gericht op het bereiken van de goede ecologische toestand. Voor de waterkwaliteit streven we, tot er andere normen gaan gelden, naar een hoog ecologisch niveau en de KRW doelen. Het aspect belevingswaarde lift mee met het uitgangspunt bij deze functie. Recreatief medegebruik is niet overal toegestaan, maar wordt afgestemd op de draagkracht en de kwetsbaarheid van het gebied.”

3 Analyse

3.1 OPZET WATERSYSTEEMANALYSE

De watersysteemanalyse betreft in essentie een stofstromenbalans vooral gericht op P en mindere mate op N. Om de aanvoer, afvoer en interne processen van nutriënten goed te kunnen beschrijven is een goede waterbalans nodig. Paragraaf 3.2 start dan ook met het opstellen van de waterbalans. Vervolgens wordt in paragraaf 3.3 de stoffenbalans opgesteld. Beide balansen starten met methoden en basisgegevens, waarin de beschikbare gegevens worden geïnventariseerd, de aan- en afvoerposten worden benoemd en methoden voor het kwantificeren van alle posten worden gegeven. In de paragraaf 3.4 wordt de interne belasting nader beoordeeld door een vergelijking te maken met de externe belasting en de kritische belasting.

3.2 WATERBALANS

3.2.1 METHODEN EN BASISGEGEVENS

De waterbalans is gebaseerd op een rapport van Witteveen+bos (2009), waarin onder meer gebruik gemaakt is van eerdere studies (Arcadis, 2008; Torenbeek, 2008). Die balans was opgesteld voor 2003, hetgeen een relatief droog jaar was. Voor het screeningsmodel, waarin wordt gerekend over meerdere jaren, is het wenselijk om uit te gaan van een gemiddeld weerjaar. De waterbalans uit 2003 is daarom aangepast in de richting van een gemiddeld weerjaar.

Op de waterbalans staan de volgende posten.

- Neerslag (IN)
- Verdamping (UIT)
- Wegzijging (UIT)
- Drainage uit het omliggende land (IN)
- Inlaat (IN)
- Uitlaat (UIT)
- Bergingsverandering (IN/UIT)

De inlaat, de netto wegzijging ($0,15 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) en de factor 2,75 voor de verhouding tussen drainage (vanuit de percelen binnen de boezem) zijn overgenomen uit de waterbalans van Witteveen+Bos (2008). De volgende posten zijn aangepast:

Voor neerslag en verdamping zijn landelijke langjarige gemiddeldes (De Bilt) gebruikt. Verder is het peilverloop (en daardoor de berging) door het jaar heen als 'harde' post meegenomen op basis van langjarige peilverloop. Dat betekent dat de uitlaat de sluitpost van deze balans is. Bij het opstellen van de

balans zijn zoveel mogelijk daggegevens gebruikt, maar ze zijn voor het screeningsmodel geaggregeerd per maand.

3.2.2 RESULTATEN EN DISCUSSIE

In Tabel 7 is de waterbalans weergegeven op jaarbasis (in mm en Mm³). Dit resulteert in een gemiddeld debiet van 11,8 mm/d. Bij een waterdiepte van gemiddeld 1 meter levert dit een gemiddelde verblijftijd op van 85 dagen met een minimum in de zomer (ca. 60 dagen) en een maximum in de winter (ruim 100 dagen).

Tevens is het aandeel van de posten weergegeven. Drainage is de grootste aanvoerpost terwijl het meeste water wordt afgevoerd via de uitlaat. Het is niet ondenkbaar dat met name in de zomer er ook afvoer plaatsvindt via infiltratie, maar voor de verdere berekeningen maakt het niet zoveel uit waar het water precies naar toe gaat. Vooral de hoeveelheden zijn van belang, want die bepalen de verblijftijd.

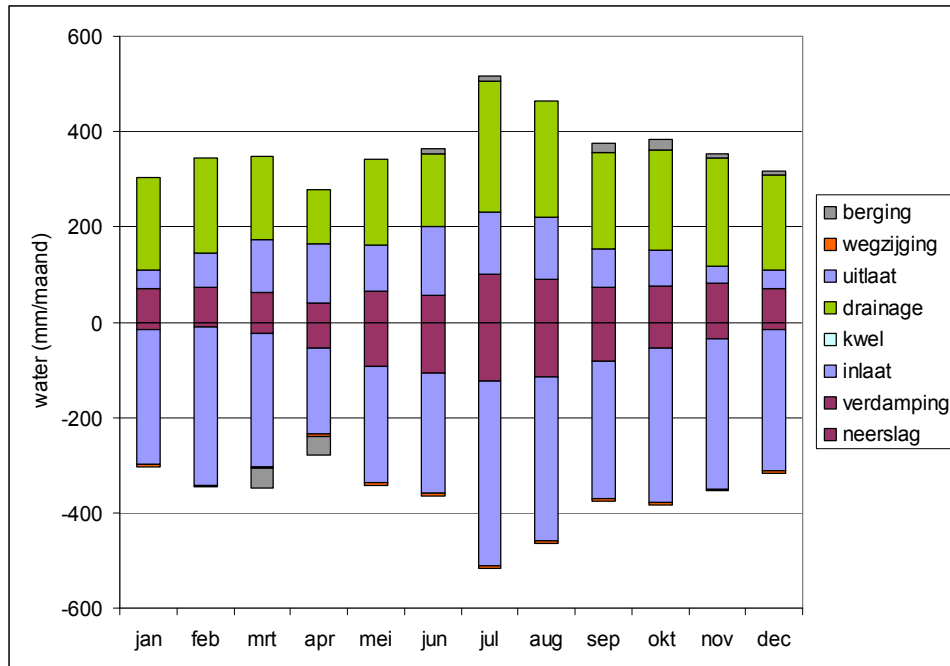
Resultaat: Gemiddelde waterbalans op jaarbasis

In / uit	Posten	mm/jaar	Mm ³ / jaar	Aandeel (%)	Betrouwbaarheid
In	Neerslag	862	1,18	20	A
In	Inlaat	1078	1,48	25	D
In	Drainage	2371	3,25	55	D
In	Kwel	0	0	0	E
Uit	Verdamping	725	0,99	17	B
Uit	Uitlaat*	3530	4,84	82	E
Uit	Wegzijing	55	0,075	1	E
In / Uit	Berging	0	0	0	A
	Netto	0	0	0	

Tabel 7 Globale waterbalans Schutsloterwilde per jaar. *Uitlaat is de sluitpost

De betrouwbaarheid is ingeschat op basis van de methodiek van CORINAIR (zie bijlage 2), een methode die in de emissieregistratie wordt gebruikt. A betekent een hoge betrouwbaarheid, E betekent een lage betrouwbaarheid.

In Figuur 10 wordt de maandbalans in een grafiek weergegeven. De grote uitlaatpost in de zomer lijkt eveneens te duiden op een combinatie van uitlaat en infiltratie. Wellicht zou infiltratie gekoppeld moeten worden aan verdamping, zoals drainage gekoppeld is aan neerslag.



Figuur 10 gemiddelde waterbalans per maand voor de Schutsloterwijde.

3.3 STOFFENBALANS

3.3.1 METHODEN EN BASISGEGEVENS

Alle bronnen voor de belasting van de Schutsloterwijde worden gebaseerd op oppervlaktewatermetingen. Voor de aanvoer via oppervlaktewater is dat logisch, maar ook de aanvoer uit het achterland (drainage) wordt via sloten en petgaten aangevoerd naar de Schutsloterwijde. De concentraties in nabijgelegen petgaten zijn als indicatie genomen voor de belasting van drainagewater.

De Schutsloterwijde ontvangt aanvoerwater vanuit de Arembergergracht en via drainage/infiltratie.

- De concentraties in de Arembergergracht worden als inlaatconcentraties gebruikt (Tabel 8)
- De concentraties in het drainagewater zijn gebaseerd op de concentraties in de kleine petgaten (Achter de Singel, Schinkelland en Stobbenkolkje; Tabel 8)
- De concentraties in de Schutsloterwijde worden als uitlaat- en wegzijgingsconcentraties gebruikt
- Landelijke depositiegegevens zijn afkomstig van het RIVM (Stolk, 2001)
- Nalevering vanuit waterbodem wordt in dit hoofdstuk gebruikt als sluitpost. In hoofdstuk 4 wordt gebruik gemaakt van het screeningmodel en zal de nalevering vanuit de waterbodem berekend worden op basis van totaalgehalten P, N, Si en Fe in de waterbodem.

Waterkwaliteit Arembergergracht en petgaten

Data over de aanvoer van nutriënten vanuit de Arembergergracht zijn beschikbaar voor de periode 2000-2002 en het jaar 2008. Omdat met het screeningsmodel de huidige situatie doorgerekend wordt, en er in de laatste jaren een verlaging van vooral fosfor (van ongeveer 0,12 mg/l in 2000 naar circa 0,06 mg/l in 2008) in de Arembergergracht is waargenomen, heeft Waterschap Reest en Wieden voorgesteld om invoerdata voor de Arembergergracht te gebruiken die overeenkomen met meetdata uit 2008 gecombineerd met veldkennis. Meetdata van de petgaten Schinkelland, Achter de Singel en Stobbenkolkje zijn als indicator gebruikt voor het water dat is geïnfiltreerd uit de bodem. Het Stobbenkolkje ligt ten zuidwesten van de Schutsloterwijde en heeft als nadeel dat het water in zekere mate wordt gemengd met de plas. De andere

petgaten hebben geen directe interactie met de Schutsloterwijdje. Toch zijn, gezien het aantal data, alle concentraties over de beschikbare perioden, 2001-2003 en 2007-2010 gemiddeld. Doordat niet structureel gemeten is, zijn trends in waterkwaliteit niet te achterhalen. De gemiddelde waterkwaliteit is vervolgens gebruikt als invoer voor het screeningsmodel. Echter, de vraag is in hoeverre het Stobbenkolkje een goede bron is voor meetdata, omdat dit petgat in open verbinding staat met de Schutsloterwijdje en daarom ook in sterke mate beïnvloed wordt door de Schutsloterwijdje². In Tabel 8 zijn de gehanteerde belastingen vermeld.

Bron Maand	Af- en uitspoeling			Aremberger-gracht		
	P-totaal	N-totaal	Nitraat	P-totaal	N-totaal	Nitraat
	mgP/l	mgN/l	mgN/l	mgP/l	mgN/l	mgN/l
Januari	0,06	2	0,4	0,06	2	0,8
Februari	0,06	2	0,4	0,06	2	0,8
Maart	0,06	2	0,4	0,06	2	0,8
April	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,4
Mei	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,2
Juni	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03
Juli	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03
Augustus	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03
September	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03
Oktober	0,06	2	0,4	0,06	2	0,1
November	0,06	2	0,4	0,06	2	0,3
December	0,06	2	0,4	0,06	2	0,5

Tabel 8 gehanteerde invoerconcentraties in het screeningsmodel.

Waterkwaliteit Schutsloterwijdje

Van Schutsloterwijdje zelf zijn wel langjarige meetreeksen van de waterkwaliteit beschikbaar. Deze meetreeksen laten zien dat de waterkwaliteit over de afgelopen 20 jaar verbeterd is. Chlorofyl-a concentraties zijn sterk gedaald: van concentraties rond 150 ug/l in het begin van de jaren negentig tot concentraties van ongeveer 35 ug/l in meer recente tijden. Ook voor totaal fosforconcentraties is een daling zichtbaar: rond de jaren negentig bevonden de gemeten concentraties zich rond 0,18 mg/l. Meer recente metingen laten totaal fosforconcentraties van ongeveer 0,08 mg/l zien, zonder duidelijk verschil tussen zomer en winter. Voor totaal stikstof zijn de jaargemiddeldes tussen 1992 en 1995 gedaald van 3 naar 2 mg/l en daarna stabiel gebleven.

Bodemkwaliteit Schutsloterwijdje

De bodemkarakteristieken zijn weergegeven in Tabel 9. De sliblaag is zeer organisch stofrijk. De P-, Fe-, en S-gehalten variëren nog wel enigszins, maar de ratio's zijn zeer constant en zeer vergelijkbaar met eerder onderzoek (B-Ware, 2008).

² Als de data van het Stobbenkolkje niet waren meegenomen, waren de P- en N- concentraties uit de Petgaten iets lager geweest.

Ligging	ligging	Org. stof %	P-totaal g/kg	Fe-totaal g/kg	S-totaal g/kg	Fe/P mol/mol	Fe/S mol/mol	Fe-S/P mol/mol
X	y							
201904	519803	57,4	0,592	23,8	14,8	22,3	0,9	-1,8
201904	519803	58,4	0,745	27,0	14,6	20,1	1,1	1,2
201904	519803	66,3	0,650	26,8	15,5	22,9	1,0	-0,2
201816	520031	55,0	0,853	33,6	20,0	21,9	1,0	-0,8
201860	520246	52,9	0,846	32,3	18,3	21,2	1,0	0,2

Tabel 9 Bodemkarakteristieken van de Schutsloterwilde gemeten door B-Ware (Poelen et al., 2011).

Om de belasting via oppervlaktewater te berekenen wordt het debiet vermenigvuldigd met de concentratie. Voor de Schutsloterwilde geldt dit ook voor drainage, omdat dat gekwantificeerd wordt op basis van de kwaliteit in petgaten. Voor Schutsloterwilde is voor alle bronnen een debiet (zie 3.1) en een concentratie (tabel 9) vastgesteld. Indien de balans niet sluit op basis van de aan- en afvoer, wordt verondersteld dat dit gat wordt veroorzaakt door interne processen in het meer zelf. Voor P betekent dat nalevering vanuit en opslag in de waterbodem, voor N kan ook denitrificatie als 'verdwijnpot' worden meegenomen.

Op de balansen worden brutoposten vermeld. De basisgegevens hadden vaak een veel hoger detailniveau (bijv. wateraan- en afvoer op dagbasis), maar zijn gepresenteerd op kwartaalbasis. Voor de berekeningen met het nutriëntenscreeningsmodel (zie hoofdstuk 4) zijn de daggegevens geaggregeerd tot maandbasisniveau. Dit maandbasisniveau laat fluctuaties van de waterkwaliteit in Schutsloterwilde beter zien dan wanneer er kwartaalgegevens worden gebruikt.

3.3.2 RESULTATEN EN DISCUSSIE

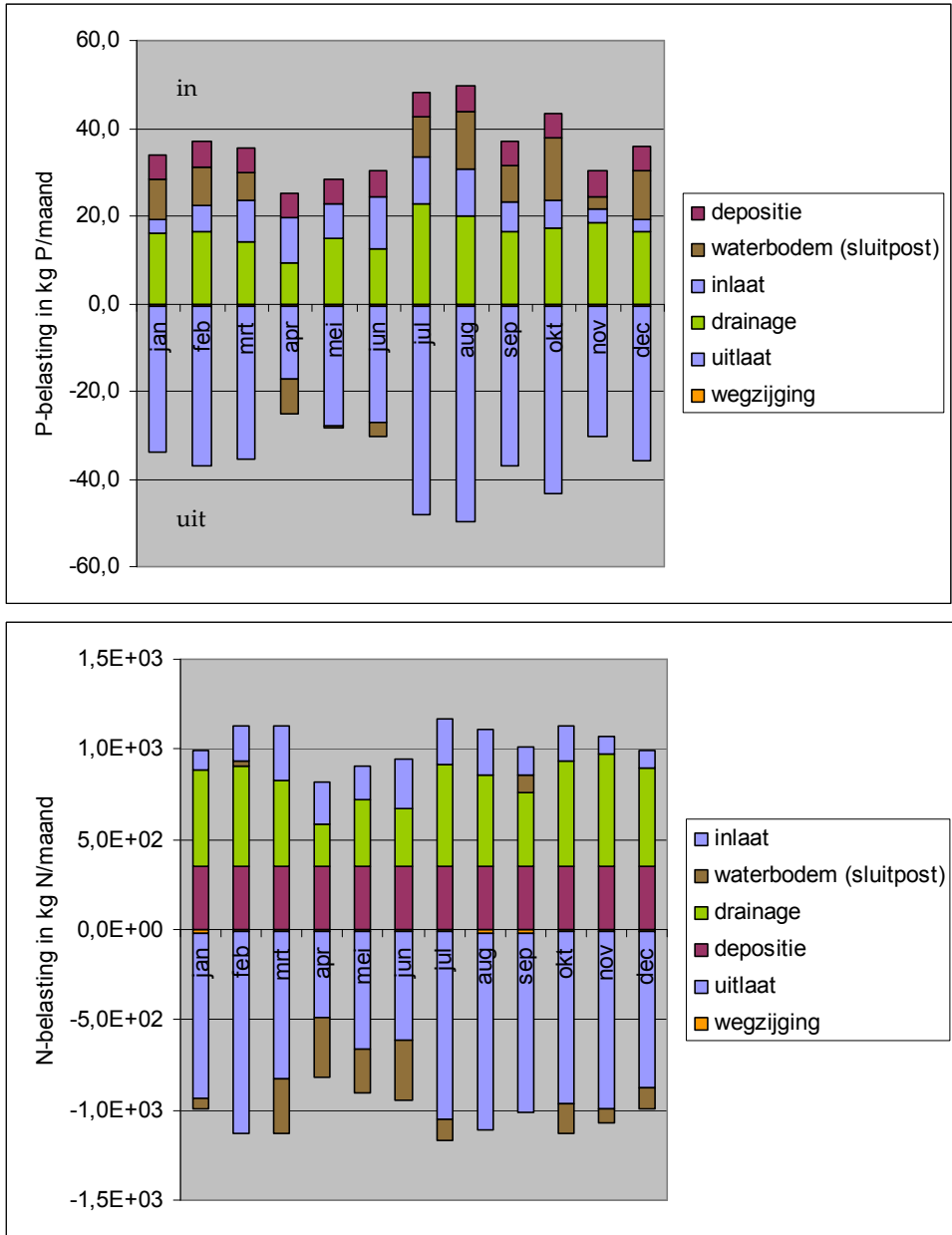
Tabel 3.5 toont de stoffenbalans van de Schutsloterwilde op jaarbasis. Zowel voor P als voor N is de uitspoeling (drainage) de belangrijkste bijdrage. Depositie speelt een behoorlijke rol, zeker voor stikstof en wegzijging is verwaarloosbaar. Op basis van de stoffenbalans levert de waterbodem netto na voor P en treedt er voor stikstof netto accumulatie op.

In / uit	Posten	Vrachten (kg/jaar)		Belasting (g/m ²)		Aandeel bron (%)	
		Ntot	Ptot	Ntot	Ptot	Ntot	Ptot
In	Depositie	4220	68,5	3,08	0,05	34	16
In	Inlaat	2369	88,6	1,73	0,06	19	21
In	Drainage (landbouw & natuur)	5696	195	4,16	0,14	46	46
In*	Nalevering vanuit waterbodem		71		0,05		17
Uit*	Opslag in de waterbodem & denitrificatie	1615		1,17		13	
Uit	Uitlaat	10508	449	7,8	0,32	86	98
Uit	Wegzijging	166	7	0,12	0,005	1	2
	Netto	0	0	0	0	0	0

Tabel 10 Stoffenbalans

* sluitpost. Let op: dit zegt nog weinig over de specifieke bijdrage die de bodem in de zomer kan leveren. Over het hele jaar suggereert deze balans afvoer van P en een accumulatie van N in de bodem

In Figuur 11 zijn de posten per maand weergegeven. De waterbodem is in deze figuur als restpost meegenomen. Het is opvallend dat de waterbodem voor P het hele jaar nalevert, behalve in het tweede kwartaal.



Figuur 11 De P- (boven) en N-balans (onder) van de Schutsloterwilde.

3.4 INTERNE EN EXTERNE BELASTING

In 3.2.4 zijn de totale belastingen weergegeven. In deze paragraaf worden de totale externe en interne belasting geïllustreerd in g/m²/jaar, evenals de kritische belasting die het systeem kan verdragen.

De totale externe belasting is: 0,25 g P/m²/jaar of 0,70 mg P/m²/dag

De **netto** interne belasting is: 0,05 g P/m²/jaar of 0,14 mg P/m²/dag (geschat als restpost).

De interne belasting is niet verwaarloosbaar ten opzichte van de externe belasting, maar de externe belasting is wel 5 keer zo groot. Bovendien is het vraag of de totale belasting problematisch hoog is. Dit kan ingeschat worden door de kritische belasting voor de Schutsloterwilde te berekenen. De kritische belasting is bepaald door de eigenschappen van het watersysteem. PC Lake metamodel (Witteveen+Bos, 2010) is een vereenvoudigde versie van de PC Lake, waarin de belangrijkste parameters moeten worden ingevoerd. Dat levert naast de onzekerheid van PC Lake zelf een extra onzekerheid op van ca. 20%. Bovendien voldoet dit meer niet volledig aan de randvoorwaarden van het metamodel. Het model is namelijk gericht P-gelimiteerde meren die doorgaans een hoge N/P-ratio hebben (34). Voor de Schutsloterwilde geldt een N/P-ratio van 11. Dit zou kunnen betekenen dat de P-concentratie (in elk geval en deel van het jaar) niet de belangrijkste stuurfactor is. Tabel 11 toont de invoer (rood) en de daaruit berekende verblijftijd (groen).

	INVOER	range
diepte (m)	1	0.5-4m
aandeel moeras (m2/m2)	0,005	0-2
strijklengte (m)	1500	~300-4000m
debiet in (mm/d)	11,8	4-200 mm/d
extinctie (-)	0,5	0.25-2
sedimenttype	5	klei =1, veen = 5, zand = 6
<i>vaste uitgangspunten</i>		
	N/P-ratio = 34	in SSW: 11
	peilfluctuatie = 0	OK
check verblijftijd		
	84,74576	dagen

Tabel 11 Invoergegevens Schutsloterwilde voor PC Lake Metamodel (Witteveen+bos, versie 0.1 beta, dd. 15 april 2010).

Voor een veenbodem is de kritische belasting die er voor zorgt dat een heldere plas troebel wordt 1,67 mg P/m2/dag. Voor de omgekeerde route (van troebel naar helder) mag de belasting niet hoger zijn dan 0,64 mg P/m2/dag. De werkelijke belasting van de Schutsloterwilde ligt net iets boven de belasting voor omslag van een troebele naar een heldere plas, maar er dient nogmaals gezegd te worden dat beide getallen een hoge onzekerheid kennen.

4

Het nutriëntenscreeningsmodel

4.1 INTRODUCTIE

Hoofdstuk 3 kent een gelijke opbouw voor alle watersysteemanalyses binnen BaggerNut. Aangezien de Schutsloterwilde is doorgerekend met het screeningsmodel, is dit hoofdstuk toegevoegd. Het screeningsmodel maakt gebruik van de waterbalans en externe belastingen uit hoofdstuk 3, maar gaat vervolgens de interne processen berekenen, waardoor de interne belasting geen sluitpost is, maar een berekende waarde op basis van alle processen die in het screeningsmodel zitten.

4.2 ESSENTIE VAN HET NUTRIËNTSCREENINGSMODEL

Het screeningsmodel is een eutrofiëringsmodel op basis van Delft3D-ECO, bedoeld om inzicht te verwerven in de bijdrage van de bodem aan de waterkwaliteit van het bovenstaande water. Het model is toepasbaar op volledig gemengde systemen waarin stratificatie nauwelijks of geen rol speelt, en waarin het zomergemiddelde chlorofylgehalte boven $50\mu\text{g/L}$ ligt. Bij een lager zomergehalte gaan processen die niet expliciet in het model zitten een dominante rol spelen (zie onder), en is de voorspelling van de algensoortsamenstelling minder betrouwbaar.

Voorts zal de verblijftijd van het water in het te modelleren waterlichaam bij voorkeur 90% van de tijd groter zijn dan een maand omdat bij kortere verblijftijden bodem-wateruitwisseling een minder belangrijke rol gaan spelen dan het horizontale transport van stoffen, zodat de invloed van de bodem op de waterkwaliteit gering is. Daarom ligt het niet voor hand om het screeningsmodel te gebruiken voor stromende wateren zoals rivieren, beken en de meeste kanalen.

Het screeningsmodel is een complex kolommodel, waarbij ook bio-geochemie en algendynamiek worden meegenomen, maar het is met behulp van voor Nederlandse condities gemiddelde forcering zo ingericht dat er maar beperkte locatiespecifieke invoer nodig is. De door de gebruiker te leveren invoer wordt met behulp van een preprocessor geïntegreerd in de modelinvoer. De locatiespecifieke invoergegevens betreffen:

- de geometrie (beschreven in hoofdstuk 2),
- de waterinstroming (beschreven in hoofdstuk 3),
- de nutriëntenbelasting (beschreven in hoofdstuk 3),
- het type bodem (klei/zand/veen → veen)
- de initiële gehalten van organisch koolstof en totaal fosfor in de waterbodem, en
- representatieve initialisatie gegevens voor chlorofyl-a, nitraat, totaal stikstof, totaal fosfor en slib in de waterkolom.
- Aanwezigheid van stikstoffixerende algen

De resterende benodigde invoergegevens liggen dus al in het screeningsmodel vast, zoals: een deel van de belastingen (onder andere zuurstof en sulfaat concentraties), representatieve gemiddelde forcering met

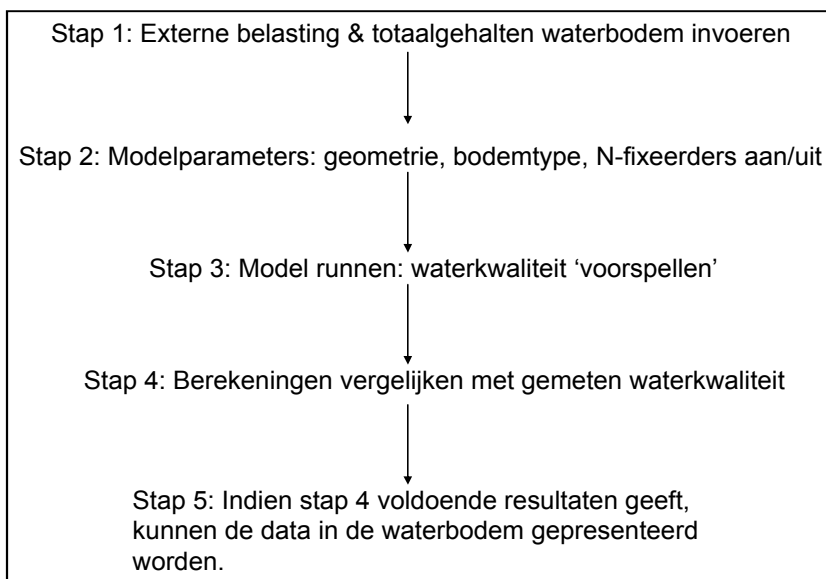
betrekking tot meteorologie, de procescoëfficiënten (zie bijlage 3) en de bodemsamenstelling (op basis van keuze klei, veen, zand).

De gebruiker dient zich te realiseren, dat het model en de invoer vereenvoudigingen van de werkelijkheid zijn, en dat de simulatieresultaten van het model meer een gemiddeld dan een specifiek jaar betreffen. Daarom zal het model vaak het tijdstip en de grootte van gemeten pieken in een specifiek jaar niet volledig reproduceren. Echter, seizoensmatige trends en zomergemiddelden die zich in het watersysteem voordoen zouden wel moeten worden gereproduceerd. Bij die conditie maakt het screeningsmodel de waterkwaliteitsprocessen inzichtelijk en kan het voldoende betrouwbare bodem-wateruitwisselingsfluxen met betrekking tot nutriënten leveren.

In het screeningsmodel, juist omdat het een versimpeling van de werkelijkheid is met de focus op eutrofe en mesotrofe waterlichamen, zijn een aantal processen niet in het model opgenomen. Processen die niet meegenomen zijn, zijn onder andere resuspensie, graas en de groei en sterfte van waterplanten omdat in dit type waterlichamen deze processen meestal van ondergeschikt belang zijn voor de massabalansen van de nutriënten. Een beschrijving van het screeningsmodel is opgenomen in bijlage 3 (Smits en Van Beek, 2009).

4.3 GEBRUIK VAN HET SCREENINGSMODEL IN BAGGERNUT

In BaggerNut worden met het screeningmodel de stappen doorlopen zoals weergegeven in Figuur 12.



Figuur 12 Stappen voor het gebruik van het screeningsmodel in BaggerNut.

Voor het draaien van het model zijn maandgemiddelde externe belastingen van N, NO₃ en P en gehalten van organisch stof en P in de waterbodem nodig (stap 1 in Figuur 12) evenals de algemene systeemkenmerken zoals afmetingen van het waterlichaam, bodemtype, etc. en voor de initialisatie van het screeningsmodel een langjarig maandgemiddelde van een aantal waterkwaliteitsparameters voor de eerste maand van de simulatieperiode (stap 2). Vervolgens wordt de waterkwaliteit (P-totaal, N-totaal, PO₄, NO₃, chlorofyl-a) berekend voor een aantal opeenvolgende jaren (stap 3). Deze berekeningen worden vergeleken met de metingen (stap 4). Dit is een zeer essentiële stap; als het model de metingen niet goed reproduceert, is de berekende bijdrage van de bodem niet betrouwbaar. Er moet dan opnieuw gerekend

worden tot het model de waarnemingen voldoende beschrijft. Als dat lukt, kan de bijdrage van de bodem aan de oppervlakte waterkwaliteit als output worden geleverd.

4.4 INVOER SCREENINGSMODEL SCHUTSLOTERWIJDE: STAP 1&2

Een groot deel van de invoer is al beschreven in de hoofdstukken 2 en 3. Dat geldt niet voor de initiële concentraties in water en bodem en ook niet de aanwezigheid van de stikstoffixerende algen.

Voor de initiële waterkwaliteit in het model zijn gemiddelde waarden van de waterkwaliteit voor de maand januari over de periode 2001-2009 gebruikt (zie Tabel 12). Voor de bodemgegevens zijn data van B-Ware uit 2008 gebruikt. Er is gebruik gemaakt van de metingen die zijn uitgevoerd in de sliblaag, die bijna de gehele bodem van Schutsloterwilde bedekt. De benodigde waarden voor totaal organisch koolstof en totaal fosfor zijn over de meetpunten gemiddeld en bedragen respectievelijk 218,4 gC/kg droge stof en 737 mgP/kg droge stof. Uit deze data komt naar voren dat het totaal organisch stof gehalte (2.5 maal organisch koolstof) zeer hoog is voor een slibbodem en daarbij komt dat de porositeit ca. 90% bedraagt. Hierom is gebruikt gemaakt van de "veenbodem"-modus in het screeningsmodel in plaats van de "slibbodem" modus.

	CHLFA	TOC	TOTN	NO3	TOTP	SLIB
Oppervlaktewater	25,00	5,03	2,38	0,79	0,09	19,72
Sediment	0	218400	0	0	737	0

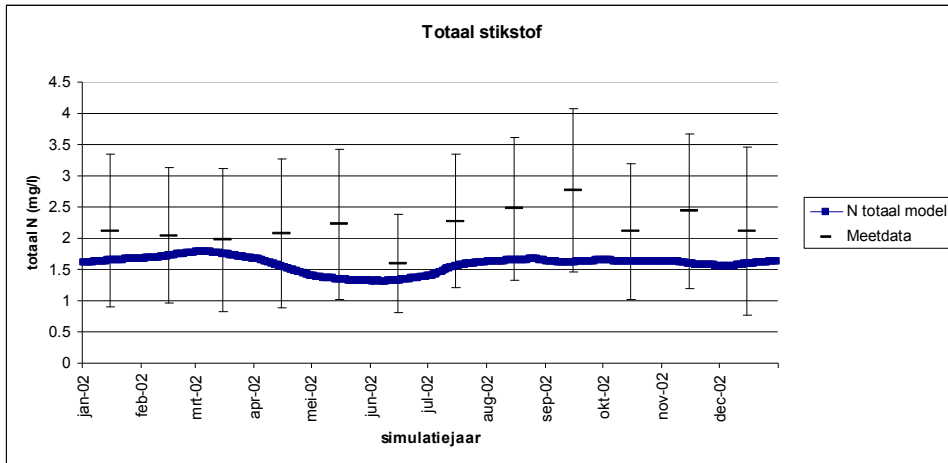
Tabel 12 Initiële water- en sedimentkwaliteit Schutsloterwilde, in mg/l (chl-a in ug/l) voor oppervlaktewater en mg/kg droge stof voor sediment.

Op basis van de eerste modelruns en de verstrekte algendata, werd aan het oorspronkelijke screeningsmodel het stikstoffixerende type van de blauwwiersoort Aphanizomenon toegevoegd.

4.5 MODELRESULTATEN EN VERGELIJK MET METINGEN: STAP 3&4

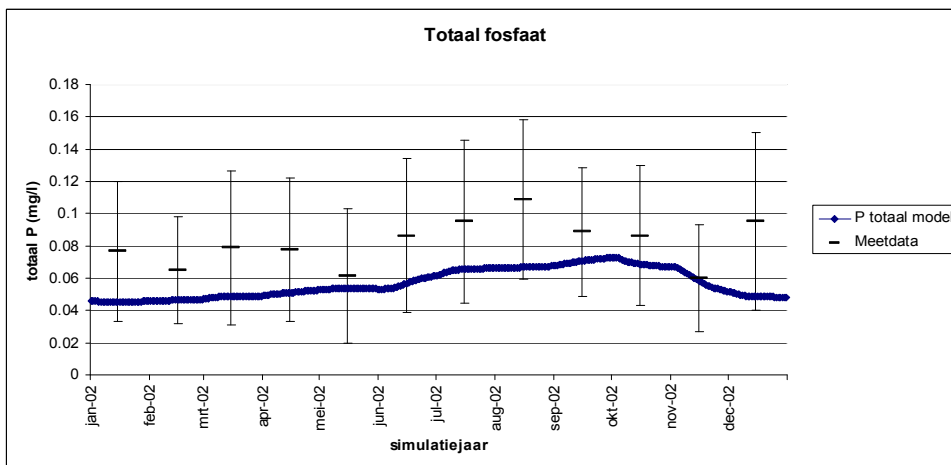
Het model simuleert 6 jaar, waarbij voor elk jaar dezelfde, gemiddelde meteorologische forcering wordt gebruikt. De eerste twee jaar zijn nodig als initialisatie periode van de invoergegevens en het derde jaar (2002) wordt als maatgevend gezien. De overige drie simulatiejaren geven inzicht in de mate van stabiliteit in het systeem: is het systeem in evenwicht of zit het in een overgangsfase.

De resultaten van het model worden vergeleken met gemiddelde meetdata over de periode 2006-2009 en de bijbehorende standaarddeviatie. De keuze voor deze periode is gemaakt omdat de invoergegevens berusten op gegevens die representatief worden geacht voor deze recente periode (huidige toestand), en niet voor een van de afzonderlijke jaren. In onderstaande figuren worden alleen de meest relevante modelresultaten getoond. Overige resultaten en beschrijvingen ervan zijn te vinden in bijlage 5.



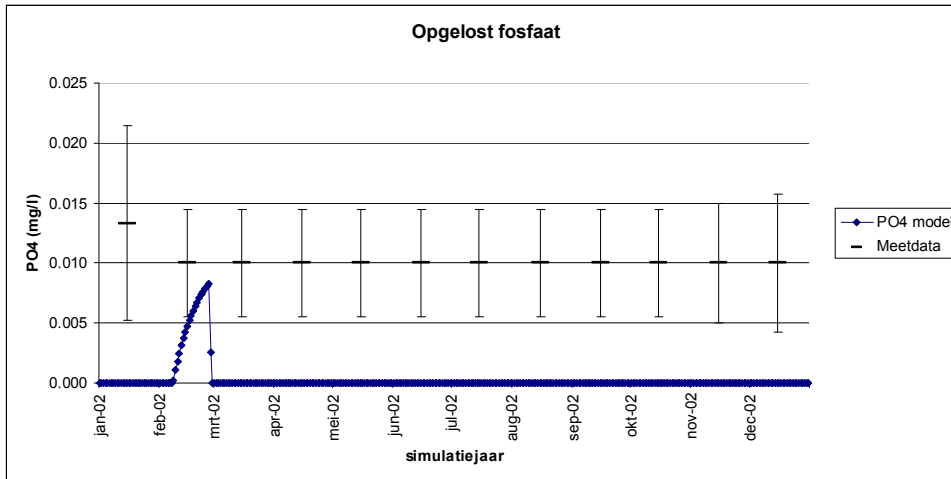
Figuur 13 Gesimuleerd en gemeten totaal stikstof (mgN/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

Het model simuleert de totaal stikstofconcentraties goed (Figuur 13), maar de gesimuleerde gehalten zijn wat laag ten opzichte van de gemiddeld gemeten gehalten. Daarbij was het wel nodig om stikstoffixerende algen op te nemen in het model. Vooral in het derde kwartaal zorgen zij voor een essentieel deel van de stikstof aanvoer.



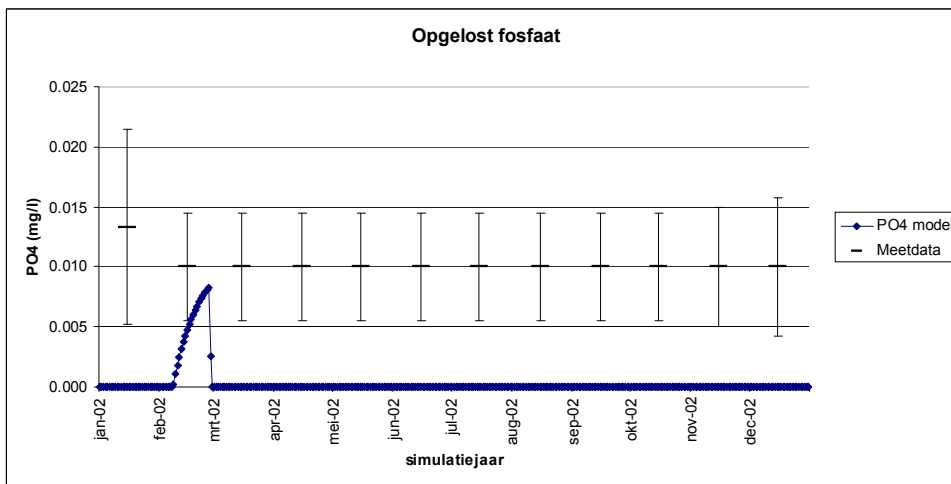
Figuur 14 Gesimuleerd en gemeten totaal fosfor (mgP/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

Totaal fosfor laat simulatieresultaten zien die aan de lage kant zijn ten opzichte van gemiddeld gemeten gehalten (Figuur 14). Dat betekent dat de afvoerpost zoals berekend door het model lager zal uitvallen dan in tabel 3.5 is vermeld. Echter, de stijgende trend in totaal fosforconcentraties in juni tot en met augustus, wordt door het model gevolgd. Deze lichte stijging in totaal fosforconcentraties in de zomerperiode leidt tot nog hogere concentraties in Schutsloterwilde dan in het aanvoerwater. Uit de massabalansen voor totaal fosfor (Figuur 21) blijkt dat volgens het screeningsmodel de hogere concentraties en ook stijgingen verklaarbaar zijn door vooral atmosferische depositie (bijna 20% van de externe belasting).



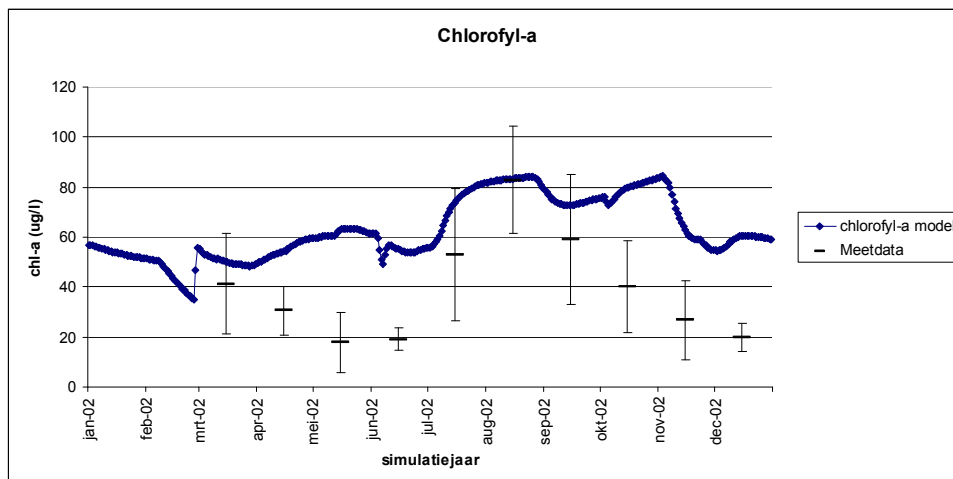
Figuur 15 Gesimuleerd en gemeten opgelost fosfaat (mgP/l) in de waterkolom van de Schutsloterwijdje, representatief voor de periode 2006-2009.

Meetwaarden van opgelost fosfaat laten het hele jaar waarden op of onder de detectiegrens zien, welke ook door het model worden gesimuleerd (Figuur 15). De piek die het model in februari voorspelt valt onder de detectiegrens, maar is in oudere data, waar hogere concentraties opgelost fosfaat zijn gemeten, wel terug te vinden. De lage opgeloste fosfaat concentraties leiden tot fosfaatlimitatie van algengroei. Er lijkt dus ondanks de lage N/P-ratio (11; zie 3.4) wel degelijk sprake van fosfaatlimitatie.



Figuur 16 Gesimuleerd en gemeten chlorofyl-a ($\mu\text{g chlor-a/l}$) in de waterkolom van de Schutsloterwijdje, representatief voor de periode 2006-2009.

Chlorofyl-a concentraties worden door het model meestal te hoog gesimuleerd (Figuur 17). Echter, de toename van gemeten chlorofyl-a concentraties naar ongeveer $60 \mu\text{g/l}$ in de zomer, wordt wel voorspeld. De toename van chlorofyl-a komt in het model vooral door een verschuiving in algensamenstelling van groenalgen naar stikstoffixeerders. De korte piek in chlorofyl-a in het najaar is niet terug te vinden in de modelresultaten, echter, vaak zijn najaarspieken kort waardoor deze wel voorgekomen kunnen zijn, maar niet zijn gemeten.

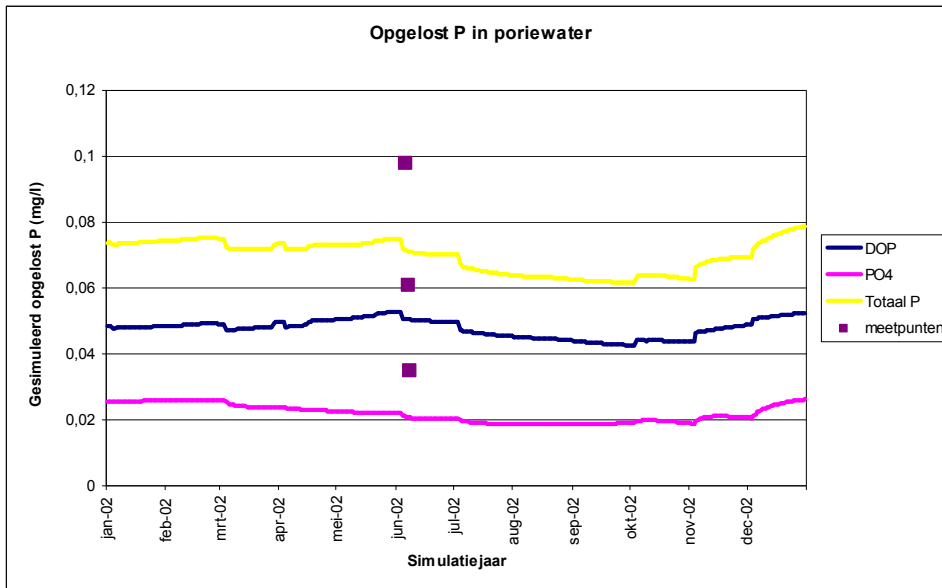


Figuur 17 Gesimuleerd en gemeten chlorofyl-a ($\mu\text{g chlor-a/l}$) in de waterkolom van de Schutsloterwijd, representatief voor de periode 2006-2009.

Zoals al is aangegeven, is het niet onverwacht dat chlorofyl-a concentraties te hoog worden voorspeld. Dit omdat het screeningsmodel bedoeld is voor eutrofe, algenrijke condities met zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties boven de $50 \mu\text{g/l}$. De chlorofyl-a concentraties in Schutsloterwijd vallen met een zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie van circa $50 \mu\text{g/l}$ en in delen van het jaar tussen de 20 en $30 \mu\text{g/l}$ net onder het toepassingsbereik van het model. Bij dergelijke lage chlorofyl-a concentraties wordt het model onnauwkeurig ten aanzien van de algen-biomassa en soortensamenstelling, en derhalve ook de chlorofyl-a/koolstof verhouding. Hierdoor kan het model te hoge chlorofyl-a concentraties voorspellen bij juist voorspelde algenbiomassa. Echter, wat opvallend is, is dat het doorzicht door het screeningsmodel wel goed gesimuleerd wordt, terwijl de gesimuleerde chlorofyl-a concentraties te hoog zijn. Een verklaring hiervoor is dat in het screeningsmodel resuspensie van organisch stof niet wordt meegenomen. Meetresultaten laten zien dat het screeningsmodel een onderschatting simuleert voor zwevend stof en dit kan dus de verklaring zijn voor het wel goed gesimuleerde doorzicht bij te hoog gesimuleerde chlorofyl-a concentraties (zie bijlage 5 voor meer detail).

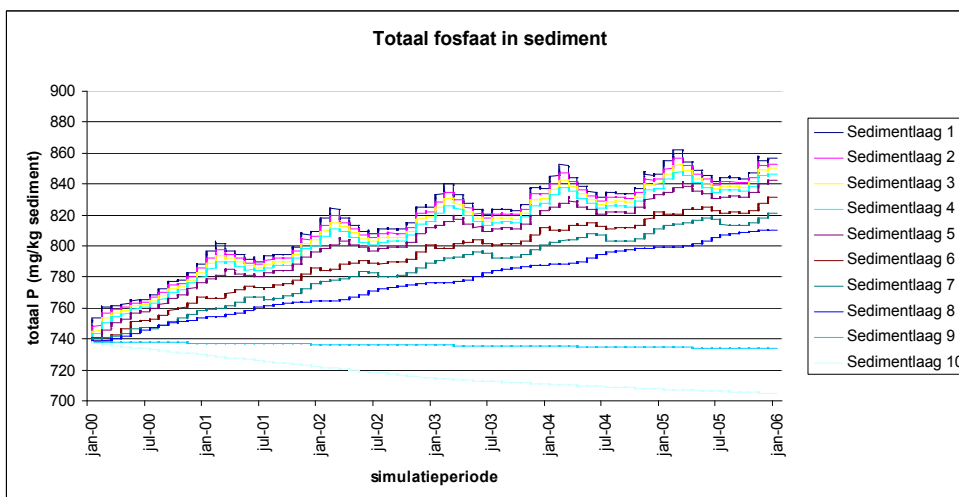
4.6 BODEMKARAKTERISTIEKEN: STAP 5

Figuur 18 toont de gewogen gemiddelde concentratie in het bodemvocht in de bovenste 8 lagen (4 cm) zoals berekend door het screeningsmodel. De meetpunten (totaal P in poriewater) zouden op de gele lijn moeten liggen. De berekening is nagenoeg gelijk aan de gemiddelde meetwaarde. Tevens is te zien dat de poriewaterconcentratie wel iets varieert door het jaar heen, maar dat de variatie zeer beperkt is. Dat zou betekenen dat een poriewatermeting in de 5cm-bovenlaag, zoals B-Ware dat in dit project doet, in de Schutsloterwijd weinig seizoensgevoelig is.



Figuur 18 Gemeten en gesimuleerd totaal opgelost P, gesimuleerd opgelost organisch-P en gesimuleerd opgelost fosfaat (mgP/l). NB: er blijkt een groot verschil te zijn tussen de B-Ware poriewaterdata uit 2008 en 2010 (in 2010 ca. factor 10 lager).

Figuur 19 toont een stijgende lijn in de toplaag van de waterbodem. Het lijkt er op dat de waterbodem netto P accumuleert, al is in de periode juni-juli een afname van P te zien in de bovenste lagen. Dit komt overeen met de lichte daling in poriewaterconcentratie (Figuur 18). Of en, zo ja, wanneer de waterbodem in evenwicht komt met de waterfase is niet te zeggen. Het model zou dan langer door moeten rekenen.



Figuur 19 Simulatiedata voor totaal fosfor in mg P/kg sediment over de hele simulatieperiode.

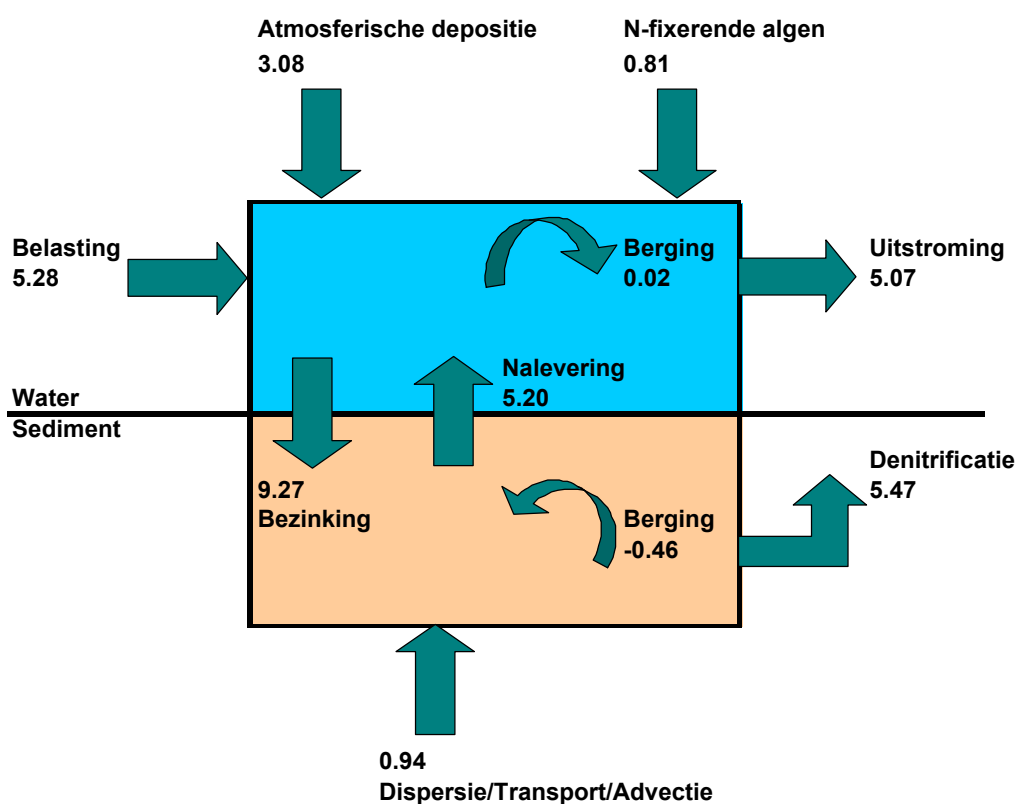
4.6.1 BALANSEN

Figuur 13 en Figuur 20 laten de jaarbalansen van totaal stikstof en totaal fosfor zien, respectievelijk. In de massabalansen zijn voor de bodem de bovenste 10 cm van het model meegenomen en is de onderste 10 cm weggelaten. De reden hiervoor is dat de onderste 10 cm (sedimentlaag 10), in het model onder andere wordt gebruikt als bufferlaag om een juiste bodemdynamiek met goede stofconcentraties tijdens de simulatieduur te blijven handhaven. Echter, in een massabalans kan deze laag de bodemdynamiek van de

bovenste 10 cm overschaduwen. Omdat er in het model herverdeling van stofconcentraties in de sedimentlagen plaats heeft, kan er, ondanks de wegzijging van 0,15 mm/d, aanvoer zijn van stoffen naar bovenliggende lagen omdat zich in het model nog geen dynamisch evenwicht heeft ingesteld. De bergingsposten impliceren een toe- of afname van het gehalte in water of bodem aan het eind van een simulatieperiode ten opzichte van het begin van de periode.

Stikstof

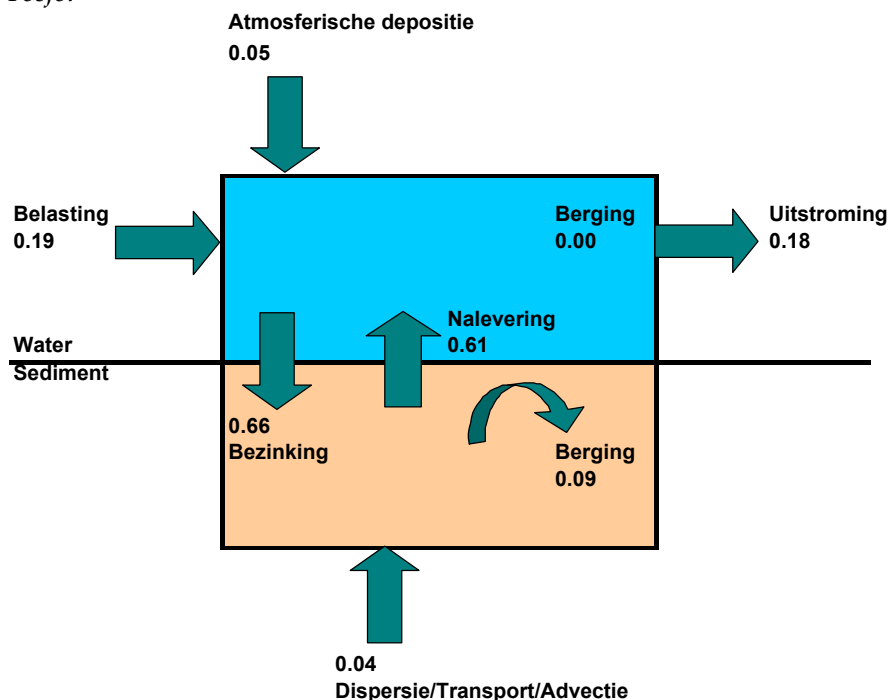
In Figuur 20 zijn alle N-fluxen weergegeven voor een heel jaar. Hierin is te zien dat de bezinkingflux van totaal stikstof jaarrond het grootste is, zelfs meer dan de totale externe belasting. Stikstoffixerende algen zorgen voor een aanvoerflux die bijna 10% van de externe belasting bedraagt. De denitrificatieflux van totaal stikstof is groter dan de jaarlijkse aanvoerflux en de afvoerflux van totaal stikstof via uitstroming is bijna even groot als de naleveringsflux.



Figuur 20 Massabalans voor totaal stikstof voor het hele jaar in g N/m²/ jaar.

Figuur 20 toont ook aan dat het voor totaal stikstof onmogelijk is om de post waterbodem als sluitpost te gebruiken, zoals is gedaan in tabel 3.5. Stikstoffixatie en denitrificatie zijn twee processen die de stikstofbalans flink kunnen beïnvloeden en die in een simpele watersysteemanalyse buiten beeld blijven.

Fosfor



Figuur 21 Massabalans voor totaal fosfor voor het hele jaar in g P/m²/ jaar.

Over het jaar heen is er een toename van totaal fosfor in de sedimentlagen 1 tot en met 9 te zien van 0,09g P/m²/jaar. De netto afvoer van totaal fosfor uit sedimentlaag 10 naar lager gelegen sediment is een model-artefact. Daarom wordt laag 10 in de massabalansen buiten beschouwing gelaten. De bezinking- en naleveringflux zijn de grootste fluxen van totaal fosfor in het systeem. In vergelijking met de externe belasting (aanvoer via water en atmosferische depositie), zijn deze fluxen 2,5 tot bijna 3 maal zo groot. De bezinkingflux is wel de grootste van de twee. De afvoerflux van totaal fosfor via uitstroming is bijna even groot als de aanvoer ervan via instroming. In het sediment is oplading van totaal fosfor te zien ter grootte van 37,5% van de externe belasting.

5

Slibdiagnose

5.1 BESCHRIJVING HUIDIGE SITUATIE EN AUTONOME ONTWIKKELING

De gegevens van de Schutsloterwilde zijn ingevoerd in de Bodemdiagnosetool versie 1_23. De ingevulde Bodemdiagnose wordt meegestuurd met dit rapport. Het werkblad invoer is volledig ingevuld. Voor een aantal invoerparameters zijn keuzes gemaakt:

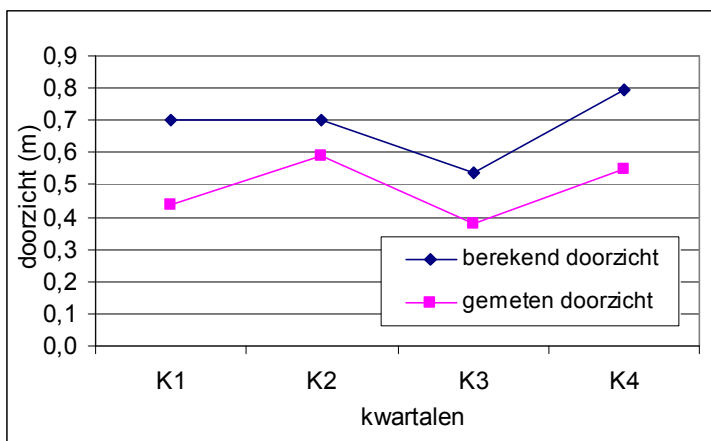
- Voor bodem en poriewatermonsters is een gemiddelde genomen van de 5 monsters, ook al liggen de meetpunten 1,2,3 dicht bij elkaar.
- De bodem is gekarakteriseerd als zandig en stevig. Dit is gedaan op basis van de bevindingen van B-Ware (Poelen et al., 2012).

Nadat alle gegevens waren ingevoerd is de uitslag van de eerste diagnose gecheckt. Op basis van de Fe/P-ratio, het zomergemiddelde doorzicht en chlorofyl wordt een eerste indicatie gegeven of het uitvoeren van de bodemdiagnose zinvol is. De nalevering wordt geclassificeerd als mogelijk relevant, het doorzicht wordt geclassificeerd als troebel en chlorofyl als middel. Omdat de nalevering en de chlorofylconcentratie niet hoog scoren leidt de eerste diagnose tot de conclusie dat het zinvol is om de Bodemdiagnose uit te voeren voor nutriënten zwevende stof (er is een doorzichtprobleem). In het kader van BaggerNut wordt de Bodemdiagnose echter volledig ingevuld. Tabel 13 toont het resultaat van de eerste diagnose.

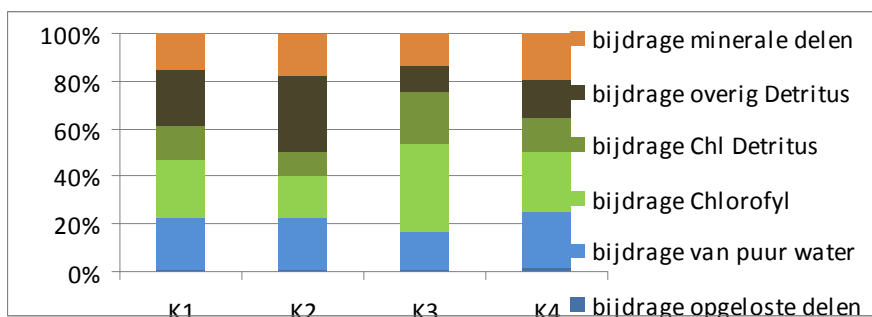
Nalevering	Doorzicht	Chlorofyl	Oordeel
mogelijk relevant	troebel	middel	BD voor zwevend stof

Tabel 13 Resultaat van de eerste diagnose.

De meest eenvoudige vervolgstap is een analyse van het doorzicht. Werkblad '2, 3-Zwev stof en doorzicht' maakt op basis van de invoer en op basis van rekenregels onderscheid tussen de verschillende fracties. Met de regressievergelijking, waarin de verschillende componenten zijn opgenomen (water, DOC, chlorofyl, detritus en minerale delen), wordt het doorzicht berekend. Figuur 22 toont het berekende en gemeten doorzicht. Het doorzicht wordt door de Bodemdiagnose in de zomer met 10 cm en in de winter met 25 cm overschat. De trend wordt wel redelijk goed voorspeld. De bijdrage van de berekende componenten aan de licht uitdoving is weergegeven in Figuur 23. In de zomer vormen chlorofyl en verse organisch materiaal (Chl detritus) de belangrijkste bijdrage (samen 60%) aan de lichtuitdoving. In de andere kwartalen is ook fractie minerale delen en refractair organisch materiaal (overig detritus) van belang met ca. 40% bijdrage.



Figuur 22 Het gemeten doorzicht in de Schutsloterwilde versus het berekende doorzicht

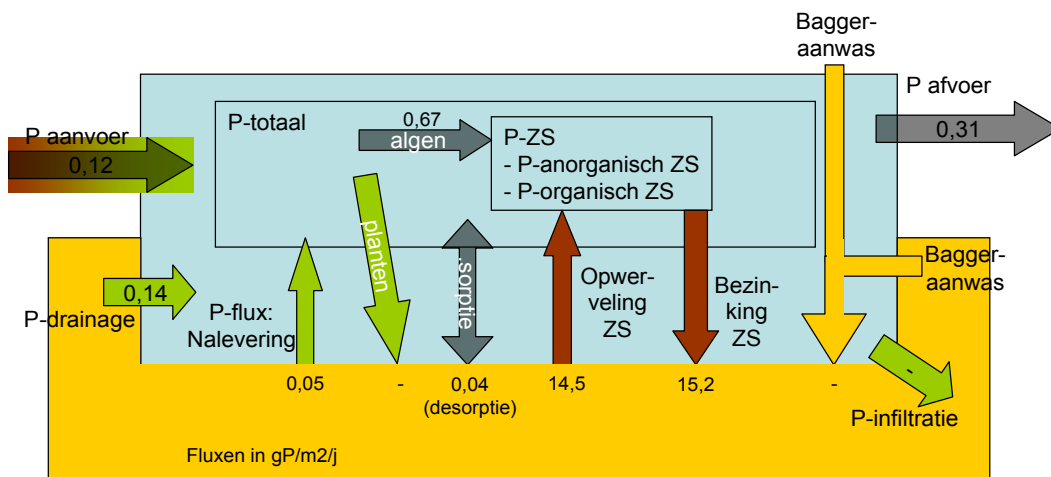


Figuur 23 De bijdrage van verschillende componenten aan de lichtuitdoving.

Vervolgens zijn de resultaten van de balansberekening voor de huidige situatie bekeken. Voor de balans wordt gebruik gemaakt van de poriewatergegevens. De berekende flux op basis van de Fe/P-ratio, die gebruikt is voor de 1^e diagnose, is hoger (0,68 g/m²/jaar) dan de flux op basis van poriewater (0,05 g/m²/jaar). De naleveringsproeven leverden een nalevering van ca. 0,1 g/m²/jaar op.

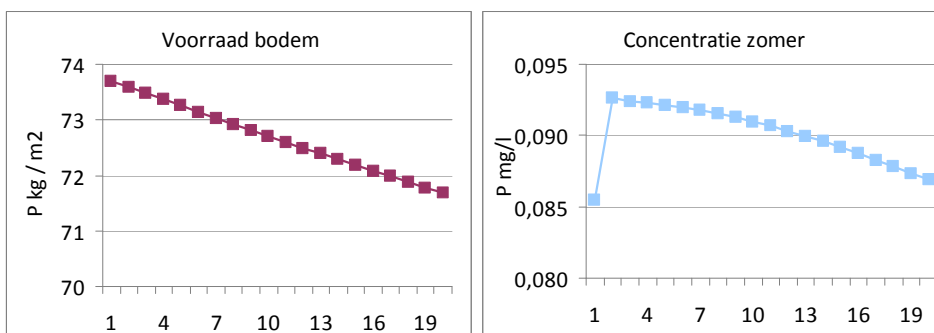
In Figuur 24 zijn alle externe en interne fluxen voor de huidige situatie weergegeven. De externe P-belasting van 0,26 g/m²/jaar en een interne flux van 0,05 g/m²/jaar geven aan dat de interne bron een klein is.

Figuur 21 is vergelijkbaar met Figuur 24. Het screeningsmodel (0,61 g/m²/j) berekent een hogere P-nalevering dan de poriewatermethode volgens slibdiagnose (0,05 g/m²/j). Het lijkt erop dat de gemeten nalevering wel erg laag is om de chlorofylgehalten te kunnen verklaren. In de Bodemdiagnose is het nodig om een desorptieflux van 0,56 gP/m²/jaar toe te voegen om de gemeten chlorofyl-concentraties te kunnen verklaren. Daarmee komen de bodemdiagnose en het screeningmodel zeer dicht bij elkaar als het gaat om de interne belasting. Dat de gemeten nalevering iets lager is, kan veroorzaakt worden door het feit dat in de labmetingen alleen diffusie is meegenomen, terwijl ook dispersie en bioturbatie in het veld een rol spelen. Toch is het de vraag of het hele verschil daardoor verklaard kan worden.



Figuur 24 De door de bodemdiagnose berekende fluxen voor de huidige situatie in de Schutsloterwilde.

De netto-nalevering zorgt voor een zeer langzame afname van P in het sediment (let op de schaal op de verticale as). Na 20 jaar is het gehalte met ca. 3% afgenomen. De concentraties in het water volgen de trend in de bodem (de bodem is immers een belangrijke bron).



Figuur 25 De autonome ontwikkeling voor de P-concentratie in de bodem.

De bodemdiagnose doet ook een uitspraak over de kans dat de waterbodem een sterke bijdrage levert aan verlaging of zelfs uitputting van de zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater. Op basis van de kenmerken van de Schutsloterwilde kan de waterbodem een relevante factor zijn die zorgt voor zuurstofarme of zuurstofloze omstandigheden. Tabel 14 toont de relevante kenmerken en het oordeel.

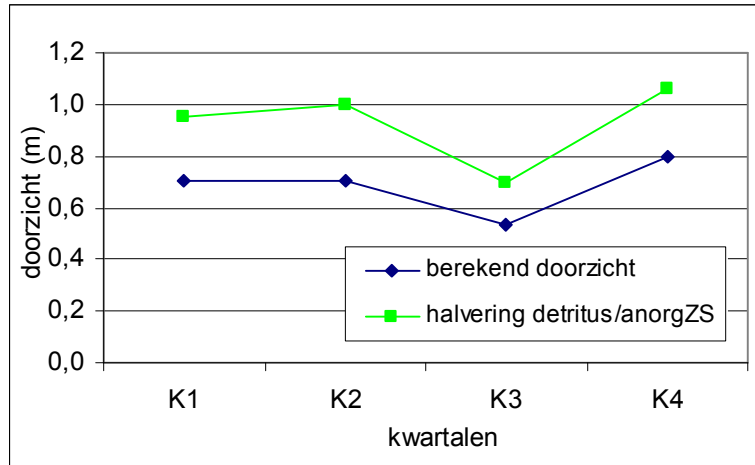
Type	Diepte	Stroming	Bodem	Opwoeling door scheepvaart	Oordeel zuurstof
plassen	ondiep (<3m)	langzaam (< 0,5 m/s)	bodem met slib	Nee	hoog risico

Tabel 14 Resultaat van het werkblad zuurstof.

Uit de metingen sinds 2002 blijkt echter dat de zuurstofverzadiging altijd hoger dan 80% is geweest op het meetpunt in de Schutsloterwilde. Er lijkt in dit geval meer sprake van een potentieel risico dan van een actueel probleem.

5.2 MAATREGELEN

Ten aanzien van de waterbodem lijkt vooral winst te boeken door het tegengaan van vertroebeling. Daarom zijn de concentraties anorganische zwevende stof en detritus gehalveerd. Dat levert een doorzichtverhoging op van ca. 25 cm (Figuur 26).



Figuur 26 Doorzicht berekend voor de huidige situatie en na uitvoering van de maatregel.

6

Conclusies

Het doel van de watersysteemanalyse is tweeledig:

1. Input leveren voor de (ontwikkeling van de) bodemdiagnose-tool;
2. Inzicht geven in het functioneren van het watersysteem en de rol van de waterbodem hierin.

De Schutsloterwilde is een ovaalvormige plas van 137 ha., die deel uitmaakt van de boezem van Noordwest Overijssel (NWO). De bodem vertoont verhoogde P-concentraties, maar zeker niet extreem (ca. 0,7 g/kg). De Fe/P-ratio is zeer hoog (>20), hetgeen een lage nalevering indiceert.

De chlorofyl-a-concentraties in de Schutsloterwilde zijn niet heel hoog al is er nog altijd sprake van een duidelijke zomerpiek. De troebele toestand van het meer zou wel eens door meer factoren kunnen worden veroorzaakt dan de algenbloei. Opwerveling is een aspect dat in dit gebied zeker aandacht vraagt.

Het systeem is op twee manieren doorgerekend. Ten eerste is het screeningsmodel eutrofiering gebruikt (hoofdstuk 4). Het model is goed in staat om de waterkwaliteitsmetingen te simuleren met behoud van de vast ingestelde parameters. Wel moesten, evenals voor Klein Vogelenzang, de N-fixerende algen in het model aangezet worden. De modelresultaten geven aan dat de interne processen wel een relevante rol spelen, maar dat er netto een zeer kleine accumulatie in de bodem optreedt. De accumulatie is zodanig klein dat gesteld kan worden dat bodem redelijk in evenwicht is met het systeem. Het model geeft aan dat de flux van nutriënten vanuit het sediment van de Schutsloterwilde niet de meest bepalende factor is voor de waargenomen troebelheid van het water.

Ten tweede is de Bodemdiagnose-tool gebruikt (hoofdstuk 5: slibdiagnose). Hieruit blijkt eveneens dat de interne belasting (= nalevering + desorptie) groter is dan de externe belasting, maar niet extreem hoog. De gemeten nalevering was zelf zeer laag vergeleken met andere BaggerNut-locaties.

Het halveren van de concentraties anorganische zwevende stof en detritus levert volgens de slibdiagnose een doorzicht verhoging op van 25 cm.

6.1 AANBEVELINGEN

Omdat waarschijnlijk niet zo zeer P-nalevering, maar eerder opwerveling van organischestofrijk slib de oorzaak is van het troebele water, is het in dergelijk systemen zinvol om een nadere analyse te doen naar de samenstelling en herkomst van het zwevende stof. Voor een betere karakterisering is het meten van zwevend stof (incl. chlorofyl- en gloeirestbepaling), extinctie bij 380 nm en DOC zinvol. Met betrekking tot oorzaken moet gedacht worden aan de stabiliteit van de bodem, het effect van wind en de aanwezigheid van zaadbanken op de bodem.

Bijlage 1 Literatuur

Arcadis (2008) Waterkwaliteit boezem Noordwest-Overijssel. Rapport in opdracht van Waterschap Reest en Wieden

Poelen, M et al., 2011. MIND - Tussenrapportage BaggerNut. B-ware, Nijmegen.

Smits, J.G.C. en J.K.L. van Beek, 2009. Ontwikkeling screeningmodel eutrofiëring – Fase 1: formulering en kalibratie. Deltares rapport 1200235-008-ZWS-0001.

Stiboka, 1994, Bodemkaart van Nederland, blad 21 Oost – Zwolle.

Torenbeek, R. (2008) Fosfaat in de boezem van Noordwest-Overijssel: Belasting, verspreiding en maatregelen voor reductie. Rapport in opdracht van Waterschap Reest en Wieden

Waternet, 2008. Plan-MER Waterkwaliteitsverbetering Loosdrechtse Plassen

Waterschap Reest en Wieden, 2005. Watergebiedsplan Boezem NWO.

Waterschap Reest en Wieden, 2009, Waterbeheerplan 2010-2015

Witteveen+Bos, 2009. Systemanalyse en integrale evaluatie proefproject Schutsloterwilde. Rapport MP25-4/bote/004

Bijlage 2

Methode balansen

WATERBALANS

PERIODE: INTERVAL EN JAAR

- Er wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van bestaande gegevens mits er geen grote veranderingen in het systeem zijn opgetreden. Dit betreft metingen, reeds opgestelde waterbalansen, reeds uitgevoerde modelberekeningen in bijvoorbeeld SOBEK (Fryslan) of Delft3D (Rijnland)
 - Het analyseren van het watersysteem kan op verschillende manieren. De meest geschikte methode is afhankelijk van de:
 - locatie specifieke kenmerken
 - vragen vanuit het waterschap
 - beschikbare informatie van het systeem.
- Waterbalansen worden in eerste instantie opgesteld op basis van kwartalen. Dit sluit aan bij de KRW-verkenner en bij de aanpak in uitspoelingsmodellen zoals Nutricalc, IwanH. Achtergrond hiervan is onder andere dat uitspoelingsvrachten sterk variëren per kwartaal. De keuze voor kwartalen is geen harde keuze. Indien gegevens te beperkt zijn wordt aangeraden om minimaal onderscheid te maken tussen winterhalfjaar (okt-mrt) en zomerhalfjaar (apr-sept). Dit sluit aan bij KRW.
- Voor de locaties die met het nutriëntenscreeningmodel worden doorgerekend, wordt de water- en stoffenbalans op maandbasis vastgesteld, omdat de fluctuatie door het jaar heen dan beter te bepalen is. Indien maandbasis niet mogelijk is i.c.m. het screeningmodel zal dit in het rapport voor de betreffende locatie worden gemotiveerd.
- Afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens wordt een waterbalans gemaakt voor (in voorkeursvolgorde):
 - Gemiddeld. Als alle posten bekend zijn voor een groot aantal jaren kunnen gemiddelden per post berekend worden, waarna vervolgens de hele balans opgesteld worden.
 - Indien niet alle posten bekend zijn of de set gegevens maar voor een beperkt aantal jaren beschikbaar is wordt per jaar een balans opgesteld, vervolgens kan deze balans voor meerdere jaren opgesteld worden.
 - Specifiek jaar
 - Samenraapsel van jaren en gemiddelden
- Op de balansen worden brutoposten vermeld. De basis gegevens mogen een veel hoger detailniveau (bijv. wateraan- en afvoer op dagbasis) hebben dan het niveau waarop de balansen worden bepaald. Dit is afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens.

BEGRENZING

Als begrenzing wordt in principe de rand van het waterlichaam gekozen. Met name voor poldersystemen en kanaalsystemen die wateraan- en afvoer regelen naar een achterliggend gebied zal de keuze van de begrenzing goed overwogen moeten worden. In een dergelijk systeem zal in het winterhalfjaar de waterafvoer belangrijker zijn dan in het zomerhalfjaar. Soms kunnen de stromingsrichtingen zelfs omkeren. Het is lastig om een dergelijk waterlichaam los te beschouwen van de sloten of kanalen

waarnaar/waarvan het water afvoert. Vaak zijn de inlaten en de uitlaten onbekend. Wanneer inlaten en uitlaten onbekend zijn kan overwogen worden om de waterbalans op een ander schaalniveau op te stellen. Bijvoorbeeld voor alle waterlopen in een bepaalde afwateringseenheid. Voordeel hiervan kan zijn dat op deze schaal de aan- en afvoerposten beter ingeschat kunnen worden en het hele systeem beter begrepen wordt. Ook kan er op deze manier beter onderscheid gemaakt worden tussen gebiedseigen en gebiedsvreemd water. Nadeel van een dergelijke aanpak is dat de situatie in het waterlichaam zelf minder goed bekend is. Een voorbeeld van een dergelijke aanpak is toegepast in de WSA van rivierenland. Door middel van kaartbeelden van water- en waterbodemkwaliteit is hier toch inzicht gegeven in de waterkwaliteit en waterbodemkwaliteit op een kleiner schaalniveau. De keuze van de begrenzing moet optimaal gekozen worden voor zowel de water- als stoffenbalans.

BEOORDELING VAN DE BETROUWBAARHEID

Bij de classificatie van de kwaliteit van de informatie wordt zoveel mogelijk aangesloten bij de werkwijze die in de publicatiereeks Emissieregistratie wordt aangehouden [Van de Most, 1998]. Deze werkwijze is gebaseerd op de methodiek van CORINAIR (CORe emission Inventories AIR). Hierbij worden de volgende kwaliteitsclassificaties aangehouden:

- een getal gebaseerd op een groot aantal metingen aan representatieve locaties;
- een getal gebaseerd op een aantal metingen aan een deel van de voor de sector representatieve locaties;
- een getal gebaseerd op een beperkt aantal metingen, aangevuld met schattingen op basis van de technische kennis van het proces;
- een getal gebaseerd op een gering aantal metingen, aangevuld met schattingen op basis van aannames;
- een getal gebaseerd op een technische berekening op basis van een aantal aannames.

NEERSLAG EN VERDAMPING

Afhankelijk van de temporele resolutie van de balans is het mogelijk o.b.v. van onderstaande methoden neerslag en verdamping voor een specifiek jaar te berekenen of een gemiddelde te berekenen voor een langere periode

- Neerslag en verdamping uit een bestaand model van het balans gebied gebruiken.
- Neerslag en referentiegwasverdamping bepalen o.b.v. dichtstbijzijnde KNMI stations.
- Voor gemiddelde jaren op een gemiddelde locatie in Nederland zijn neerslag en verdampingsgetallen in mm/jaar berekend (tabel 1). Indien neerslag en verdamping niet een heel belangrijk aandeel hebben in de totale balans kan gebruik gemaakt worden van deze.
- De referentiegwas verdamping moet vervolgens omgezet worden naar openwater verdamping. Hiervoor zijn verschillende methoden mogelijk:
 - Als verdamping een belangrijk post is (vooral bij meren) kan gebruikt gemaakt worden van De Buijn en Keijman (http://www.stowa.nl/Uploads/publicaties/Rapport%202009-11_LR.pdf 5) of:
 - verdamping cf open waterverdamping Penman-Monteith (zie Droogers, 2009).
 - In het geval van een relatief klein aandeel van verdamping op de totale balans kan de makkink factor voor openwaterverdamping gebruikt worden (cultuurtechnisch vademecum: factor 1.25)

naam	neerslag	verdamping*
eenheid	mm/maand	mm/maand
jan	71	15
feb	73	9
mrt	63	23

apr	41	55
mei	65	92
jun	56	106
jul	100	123
aug	89	116
sep	73	83
okt	77	54
nov	82	34
dec	72	15

Tabel 1: Gemiddelden neerslag en verdamping in NL zoals gehanteerd in het nutriënten screeningsmodel * Penman-Monteith open waterverdamping

KWEL / WEGZIJGING

- Bepalen o.b.v. van bestaande kaarten / modellen van de locatie
- Wateratlas van een provincie
- Op basis van het NHI, het betreffende waterschap moet deze gegevens dan wel beschikbaar hebben
- Schatting van het waterschap
- Als restpost mits de overige posten en het waterpeil goed bekend zijn.

INFILTRATIE / DRAINAGE

- Bepalen o.b.v. van bestaande modellen van de locatie
- Op basis van het NHI, het betreffende waterschap moet deze gegevens dan wel beschikbaar hebben (niet heel betrouwbaar)
- Schatting van het waterschap
- Als restpost mits de overige posten en het waterpeil goed bekend zijn.

INLAAT EN UITLAAT VANUIT AANLIGGEND OPPERVLAKTEWATER

- Meetgegevens (debiëten x draaiuren x capaciteit) van kunstwerken
- Een inschatting door het waterschap
- Restpost indien de overige posten goed bekend zijn

BERGING

Berging

Indien het peilbeheer van het watersysteem goed wordt gemonitord in dezelfde frequentie als de overige waterbalansposten.

SLUITEN VAN DE BALANS

Het zal vaak voorkomen dat de waterbalans wordt geschat op basis van meerdere onzekere posten. Met behulp van chlorideconcentraties kan de waterbalans gecheckt worden. Het is dan wel nodig om de concentraties in de aanvoerstromen te kennen. Regenwater bevat 3 mg Cl/L. Voor grondwater kan (indien

er geen metingen zijn) aangenomen worden dat de chlorideconcentratie 40 mg Cl/L bevat in zandgebieden, 150 mg/L in rivierkleigebieden en 250 mg/L in zeeklei/veengebieden (zie ook figuur 1).

Het karakter van geïsoleerde systemen (vennen, plassen) die voornamelijk door grond- en regenwater gevoed kan worden bepaald met zogenaamde EGV-IR-diagrammen (zie figuur 2). De plek van het oppervlaktewater in het diagram kan worden bepaald door de ionenratio (IR) te berekenen volgens:

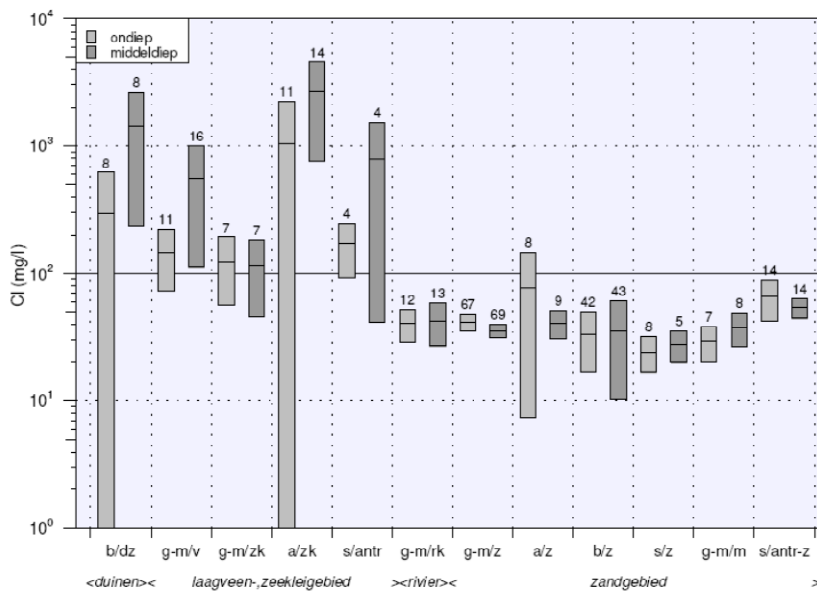
$$IR \text{ (meq/L)} = \frac{[\frac{1}{2}Ca^{2+}]}{[\frac{1}{2}Ca^{2+}] + [Cl^{-}]}$$

(met Ca en Cl in mmol/L) ofwel:

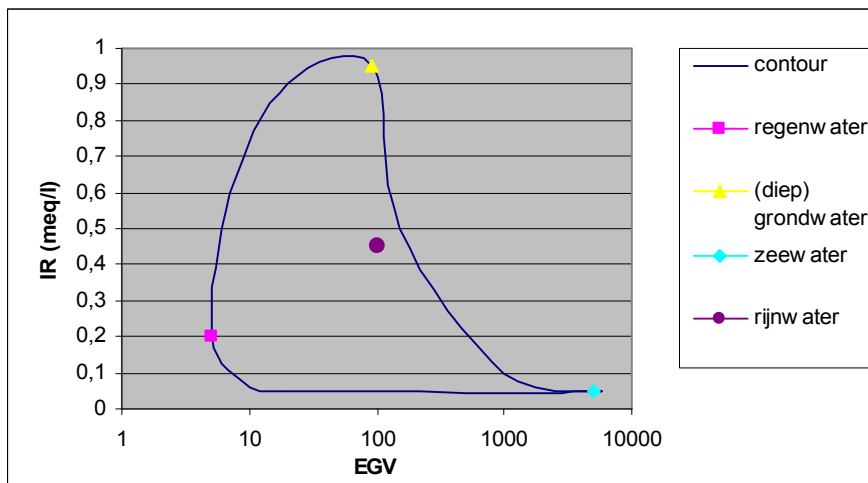
$$IR \text{ (meq/L)} = \frac{40 \times [\frac{1}{2}Ca^{2+}]}{40 \times [\frac{1}{2}Ca^{2+}] + 35 \times [Cl^{-}]}$$

(met Ca en Cl in mg/L)

De EGV wordt meestal regulier gemeten.



Figuur 1: ron:RIVM-rapport 680721005)



Figuur 2: EGV-IR-diagram

STOFFENBALANS

Op basis van de waterbalans wordt de stoffenbalans opgesteld. Het is daarbij van belang of de problemen gerelateerd zijn aan totaal P of aan opgelost P. Voor totale concentratie P in oppervlaktewater (zo is de KRW-norm gedefinieerd) is de rol van zwevend stof vaak van groot belang. Het transport van P naar de boezem of benedenstrooms water wordt vaak gedomineerd door het transport van zwevend stof (opgewervelde waterbodem) en niet door flux van opgelost P uit de waterbodem

Baggernut is vooral gericht op P, omdat N-rijke waterbodem zich in het algemeen snel 'aanpast' aan de externe belasting. Voor het functioneren van het ecosysteem is N echter wel van groot belang. Een reductie van P-belasting kan zijn effect volledig missen als het systeem (mede) gelimiteerd wordt door stikstof, koolstof of silicium. Uit data van de Nederlandse meren blijkt dat de N:P-ratio sterk verandert tijdens de seizoenen, doordat stikstofconcentraties in de winter hoog, en in de zomer lager zijn. De verhoudingen liggen over het algemeen boven de 30 en zijn dus indicatief voor P-limitatie, behalve in Noord-Holland, waar ze gemiddeld tussen de 10 en de 20 schommelen. Loeb en Verdonschot (2008). Een ratio van 30 indiceert P-limitatie, maar dat hoeft zeker niet voor alle organismen het geval te zijn. N meenemen behalve als het een te grote extra inspanning is.

De methode voor de stoffenbalans hangt samen met de gekozen methode voor de waterbalans (zie boven).

EENHEDEN

De stoffenbalans wordt zowel in kg P en N als in g/m² per tijdseenheid (afhankelijk hoe de balans wordt opgesteld) weergegeven. Bij voorkeur wordt ook aangegevens welk % de post bijdraagt aan de aan- of afvoer van stoffen.

INLAAT / UITLAAT

1) inlaat via gemalen:

Inlaat via gemalen is een duidelijk gedefinieerde waterstroom met een duidelijke richting (al kan dat verschillen tussen per seizoen):

- De belasting wordt gebaseerd op de totale concentratie in het inkomende of uitgaande water. De concentratie N-tot is gebaseerd op de som van N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂ en N_{organisch}. N Kjeldahl bestaat uit NH₄, NH₃ en N_{organisch}. De concentratie P-tot is gebaseerd op PO₄, P-mineralen in zwevend stof en organisch P..
- Voor inlaatwater is het nodig dat gegevens van het ingelaten water nabij het gemaal beschikbaar zijn; voor uitgaand water wordt de kwaliteit van de Baggernut-locatie zelf genomen. Er wordt een gemiddelde kwaliteit (per kwartaal/maand) genomen over maximaal de laatste 10 jaar, tenzij er een duidelijke trend is. Dan wordt gemiddeld over recente jaren die een (redelijk) stabiel beeld geven.
- Soms is er geen kwaliteit bij het inlaatpunt bekend maar wel een beeld van de waterkwaliteit in bijvoorbeeld een bepaalde polder. Zeker als er weinig locatiespecifieke gegevens zijn, kan algemene kwaliteit betrouwbaarder zijn. Voor de WSA in Fryslan is voor inlaatwater uit polders gekozen om gebruik te maken van de algemene waterkwaliteit in deze polders.
- De belasting wordt verkregen door:

$$Belasting_x = \frac{Q_{water,x} \times C_{stof,x}}{oppervlak}$$

Waarin:

- P = de belasting via bron x (g/m²/kwartaal)
 Q = debiet via bron x (m³/kwartaal)
 C = totale concentratie
 Oppervlak = het oppervlak van het water (m²)

2) inlaat via vrije in- en uitstroom

Vrije in en uitstroom van water is niet altijd makkelijk te kwantificeren, vooral in systemen met een redelijke verblijftijd, waar sprake is van 'heen en weer' stromen ten gevolge van bijvoorbeeld wind. Bovendien kunnen (cumulatief) grote volumes uitstromen en weer instromen, hetgeen een theoretisch korte verblijftijd geeft in het betreffende deel van het systeem (bijv. Kleinvogelzang in Reeuwijkseplassen). Uitgangspunt is echter dat dezelfde aanpak wordt gebruikt als voor gemalen.

- De belasting wordt gebaseerd op de totale concentratie in het inkomende of uitgaande water. De concentratie N-tot is gebaseerd op de som van N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂ en N-organisch. De concentratie P-tot is gebaseerd op PO₄, P-mineralen in zwevend stof en organisch P..
- Voor inlaatwater is het nodig dat gegevens van het instromende water beschikbaar zijn; voor uitgaand water wordt de kwaliteit van de Baggernut-locatie zelf genomen. Er wordt een gemiddelde kwaliteit (per kwartaal/maand) genomen over maximaal de laatste 10 jaar, tenzij er een duidelijke trend is. Dan wordt gemiddeld over een aantal jaren dat (redelijk) stabiel is.
- De belasting wordt verkregen door de concentratie in het inlaatwater te vermenigvuldigen met het watervolume.

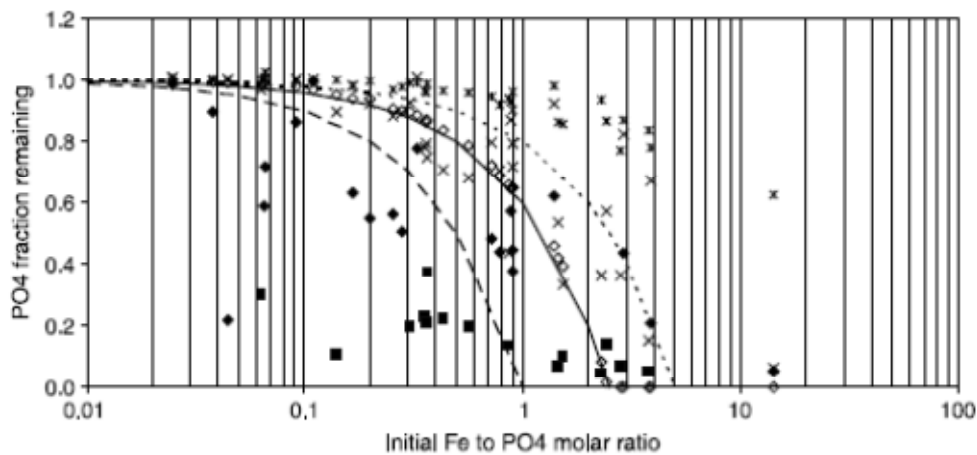
NEERSLAG

Er kan worden gerekend met de volgende concentraties N en P in neerslag: 0,0024 mg N /l en 0,000057 mg P/l. (Stolk, 2001). Deze kan met behulp van de berekende hoeveelheid neerslag omgerekend worden naar een belasting in g/m².

KWEL / WEGZIJGING:

Indien concentraties in het grondwater bekend zijn, is het aan te raden deze te gebruiken. Indien de waterbeheerder geen grondwatergegevens kan verstrekken kan in DINO gezocht worden naar representatieve peilbuizen met kwaliteitsgegevens in de buurt.

Indien mogelijk dienen zowel Fe als P-concentraties gebruikt te worden. Onderzoek bij het oxideren van anaeroob grondwater geven aan dat Fe(II) wordt omgezet in Fe(III)-oxiden en dat het P daaraan bindt. Figuur 3 geeft dat kwantitatief weer. Er kan een inschatting worden gemaakt hoeveel van het P in grondwater in oplossing blijft (remaining PO₄-fraction).



Figuur 3: Effect van Fe in kwel op de vastlegging van fosfaat. De overblijvende fractie van PO₄ in grondwater na aeratie afhankelijk van de initiële Fe/P ratio (overgenomen uit Griffioen, 2006)

LANDBOUW EN NATUUR (UITSPOELING):

Voor het berekenen van de uitspoeling is er gebruikgemaakt van kentallen specifiek voor bodemtypen klei, zand en veen in combinatie met landgebruik (zie bijlage 6). De uitspoeling kan gekoppeld worden aan het areaal van de diverse combinaties. Deze uitspoeling kan toegekend worden aan het drainagewater. Afhankelijk van de gekozen begrenzing van het watersysteem is drainage en de bijbehorende uitspoeling vanuit landbouw en natuur een groter of kleiner onderdeel van de stoffenbalans. Uitspoeling vanuit landbouw en natuur kan ook verwerkt zitten in de term inlaat (zie boven).

DEPOSITIE

NALEVERING

OVERIG (VOGELS, BLAD, VISSERS, HONDEN??)

INTERNE EN EXTERNE EN KRITISCHE BELASTING

Een grote uitdaging van dit project is dat de interne belasting goed wordt gekwantificeerd. Behalve met naleveringsexperimenten kan dat ook op basis van watersysteemkennis. In de watersysteemanalyse worden verschillende methoden gebruikt. Van complex naar eenvoudige zijn dat:

- het nutriëntenscreeningmodel
- PCLAKE
- Adhv nalevering vanuit adsorptiesites (schudexperimenten)
- Op basis van meetdata: totaalgehalten, beschikbaarheidsmetingen van P, Fe en Al, in oxalaat-extract en adsorptieconstanten (hier raakt de wsa aan de Quick Scan, hoewel de wsa beperkt blijft tot eenvoudige extracties)
- Theoretische relaties vanuit de literatuur
- Evenwichtsbenadering (Vollenweider, 1976; Schippers et al, 2006)
- Empirische relaties (o.a. Boers & van der Molen (1992, 1993, 1994), De Deckere et al, (1994).
- restpost op de water- en stoffenbalans (zie 3)

REFERENTIES

Droogers, P., 2009. Verbetering bepaling open waterverdamping voor het strategisch waterbeheer. Stowa-rapport 2009-11.

Griffioen, J. (2006) Extent of immobilisation of phosphate during aeration of nutrient-rich, anoxic groundwater. *Journal of Hydrology* 320: 359–369.

Loeb, R. & Verdonschot, P.F.M., 2008. Complexiteit van nutriëntenlimitaties in oppervlaktewateren. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 128. 69 blz.; 10 fig.; 1 tab.; 154 ref.

Most, P.F.J. van der, van Loon, M.M.J., Aulbers, J.A.W. en van Daelen, H.J.A.M., 1998. Methoden voor de bepaling van emissies naar lucht en water. Publicatiereeks Emissieregistratie, nr. 44

Stolk AP. (2001). Landelijk meetnet regenwatersamenstelling, meetresultaten 2000. RIVM rapport 723101 057/2001.

Bijlage 3 Processen screeningsmodel

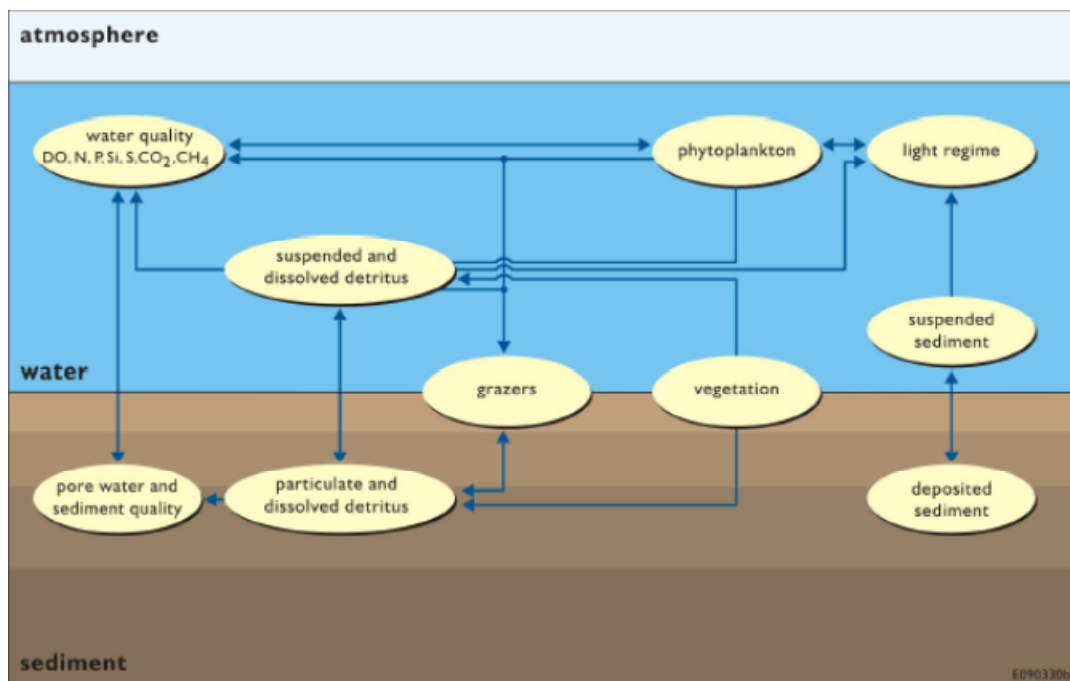
Onderstaande tekst is overgenomen uit Smits en Van Beek (2009).

X.1 De structuur

Het screeningsmodel, gebouwd in Delwaq-ECO, bestaat uit een aantal interacterende deelmodellen, die elk een aantal formuleringen voor individuele processen bevatten. Figuur X.1 verschaft een overzicht van de belangrijkste componenten in deze deelmodellen. De deelmodellen die opgenomen zijn in het screeningsmodel betreffen fytoplankton, detritus, water- en sedimentkwaliteit en onderwater lichtregime. De deelmodule voor fytoplankton (BLOOM), simuleert competitie en adaptatie van algensoorten onder nutriënt- en lichtlimitatie. BLOOM maakt gebruik van lineaire programmering als een optimalisatie techniek die de optimum distributie van nutriënten en licht over de verschillende algensoorten berekent, waarbij de maximum netto groeisnelheid van totale fytoplankton biomassa wordt bereikt (Los et al. 1984; Los and Brinkman, 1988; Los and Bokhorst, 1997; Los and Wijsman, 2006). Deze deelmodule zorgt dus voor consumptie van nutriënten (N,P,Si) en productie van zuurstof en organisch detritus afhankelijk van beschikbaar licht. Het lichtregime wordt bepaald door de extinctie van licht door fytoplankton biomassa, detritus, opgeloste organische stof, gesuspendeerd sediment en water. Het detritus is afkomstig van algen, vegetatie en organisch afval. De afbraak daarvan leidt tot het vrijkomen van nutriënten in anorganische vorm en de consumptie van zuurstof.

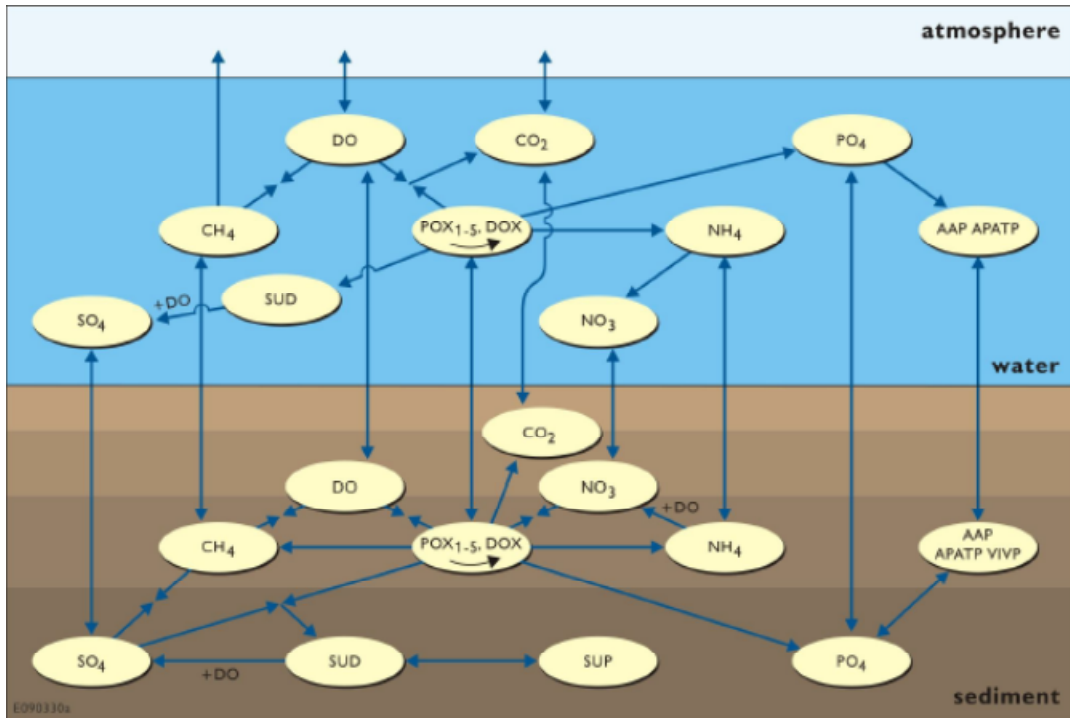
De bezinking van detritus impliceert de accumulatie van organische stof in de bodem. De afbraak van detritus in de bodem bepaalt de kwaliteit van het poriewater, en laat verticale concentratiegradiënten ontstaan. Dispersie over het grensvlak van sediment en water leidt tot de terugkeer van anorganische nutriënten naar de waterkolom, en de onttrekking van zuurstof, nitraat en sulfaat aan de waterkolom. Deze stoffen worden alle geconsumeerd bij de afbraak van organische stof.

De overige deelmodellen in Delwaq-ECO worden in het geval van het screeningsmodel niet toegepast. Dit betreft de deelmodellen voor grazers en vegetatie (microfytobenthos, onderwaterflora, etc.). De graas van zooplankton op fytoplankton is inbegrepen in de sterfte daarvan.



Figuur X.1: overzicht van de deelmodellen in interacties in Delwaq-ECO.

In onderstaand figuur (X.2) worden de interacties tussen de nutriënt-componenten, organisch stofcomponenten en de electronen-acceptoren in Delft3D-ECO getoond. In het screeningsmodel worden echter maar drie van de vijf particuliere organische stof fracties gebruikt. Organisch zwavel en kooldioxide worden in het screeningsmodel vanwege ondergeschikt belang niet gemodelleerd.



Figuur X.2: De water- en sedimentkwaliteitsbepalende processen in Delwaq-ECO (met uitzondering van silicium gerelateerde processen).

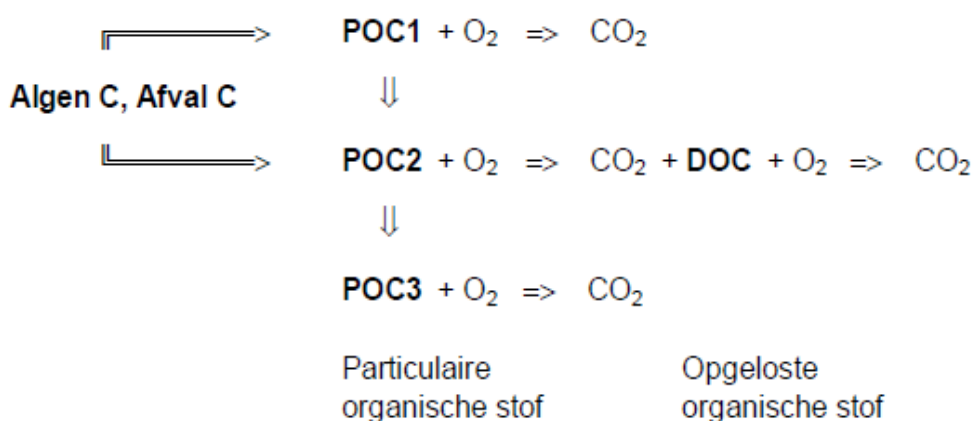
X.2 Procesformuleringen

De processen die in het screeningsmodel worden meegenomen, zijn conform Delft3D-ECO:

- Productie van organische stof door algen (primaire productie, respiratie en sterfte) en berekening van de algensoortsamenstelling (conform BLOOM)
- Afbraak en conversie van vier fracties organisch stof (detritus)
- Consumptie van electronenacceptoren bij de afbraak van organisch stof (zuurstof, nitraat en sulfaat)
- Methanogenese
- Reaeratie van zuurstof
- Nitrificatie
- Adsorptie van fosfaat aan sediment
- Presipitatie en oplossen van fosfaat in vivianiet en een apatietachtig materiaal
- Oplossen van opaal silicaat
- Oxidatie van methaan
- Ontsnappen van methaan in gasbellen naar de atmosfeer (ebullitie)
- Vervluchtiging van methaan naar de atmosfeer
- Netto bezinking van particulaire componenten (geen resuspensie)
- Dispersie en advectie in het sediment (bioturbatie, kwel/wegzijging en begraving)
- Extinctie van licht.

Hieronder volgt een korte beschrijving van de verschillende processen. Voor meer uitgebreide documentatie wordt verwezen naar Smits (2011), Smits en Van Beek (2009) en Smits et al. (2004).

De conversie en afbraak van organische stof wordt gesimuleerd conform onderstaand schema:



De afbraak van organisch N en P verloopt volgens soortgelijke schema's. Anorganische nutriënten (N, P, Si) komen vrij bij de afbraak van het detritus. Deze zijn onderworpen aan een aantal microbiële en chemische conversies, die sterk verschillend zijn voor stikstof, fosfor en silicium. Verschillende processen domineren in de waterkolom en in het sediment.

Ammonium wordt geoxideerd tot nitraat, een microbiel proces genaamd nitrificatie, waarbij zuurstof wordt verbruikt. Nitrificerende bacteriën zijn overwegend sessiel en hebben organisch substraat nodig. Dat impliceert dat nitrificatie vooral in de geoxideerde toplaag van de bodem optreedt.

Als zuurstof (OXY) niet beschikbaar is, gebruiken bacteriën nitraat (NO₃) of sulfaat (SO₄) voor de afbraak van organische stof. Bacteriën zetten organische stof om in kooldioxide en methaan (CH₄) bij de afwezigheid van deze electronen-acceptoren. Deze processen voltrekken zich alleen in de bodem, wanneer de waterkolom goed gemengd en oxisch is.

Bij denitrificatie wordt nitraat omgezet in elementair stikstof, waarmee het niet langer als nutriënt beschikbaar is voor algen. De fixatie van elementair stikstof door algen wordt in het huidige

screeningmodel verwaarloosd. Sulfaat wordt bij reductie omgezet in opgelost en particulier sulfide (SUD, SUP), dat weer wordt geoxideerd tot sulfaat zodra zuurstof beschikbaar is.

Fosfaat adsorbeert aan sedimentdeeltjes, en bezinkt daarmee naar de bodem. Deze adsorptie is een reversibel evenwichtsproces, hetgeen betekent dat wanneer algen het beschikbare opgeloste fosfaat uitputten het geadsorbeerde fosfaat vrijkomt. De adsorptiecapaciteit van sediment hangt af van de aanwezigheid van zuurstof. Onder anoxische condities loopt de capaciteit sterk terug, als gevolg van de reductie van fosfaat adsorberende metaaloxiden met name die van ijzer.

In het sediment kunnen verschillende fosfaatmineralen precipiteren bij oververzadiging van fosfaat in het poriewater. IJzerfosfaat (vivianiet; VIVP) is alleen stabiel onder anoxische condities, terwijl calciumcarbonaat-fosfaten (apatieten; APATP) onvoorwaardelijk stabiel zijn. De precipitatie van apatiet kan leiden tot een min of meer permanente opslag van fosfaat in het bodemsediment, hetgeen impliceert dat dit fosfaat niet langer ter beschikking kan komen van algen.

Opaal silicaat (OPAL) wordt door diatomeeën geproduceerd uit opgelost silicaat (Si). Deze algen versterken hun celwanden met silicaatskeletjes. Na sterfte van diatomeeën beginnen die skeletjes op te lossen en komen na bezinking in het sediment terecht. Daar zet het oplossen zich vertraagd voort.

Zuurstof (DO) en methaan (CH₄) worden uitgewisseld tussen water en atmosfeer. Methaan kan diffunderen door het wateroppervlak of aan bodem en water ontsnappen via gasbellen. De gasbellen vormen zich bij oververzadiging van methaan in het poriewater. (CO₂ wordt niet beschouwd in het screeningmodel.)

Lichtextinctie wordt berekend door verschillende fracties die het doorzicht bepalen, zoals detritus, achtergrondextinctie en algen, mee te nemen.

X.3 Ruimtelijke schematisatie

Het screeningsmodel maakt als ruimtelijke schematisatie gebruik van een kolom met één volledig gemengde waterlaag, waarvan het oppervlak en de diepte door de gebruiker worden opgegeven. De diepte volgt uit het gemiddelde waterpeil. Het model heeft een 10-tal bodemlagen met een totale dikte van 20 cm. Van boven naar beneden zijn de laagdikten 4 x 0.1 cm, 0.2 cm, 0.4 cm, 1 cm, 2 cm, 6 cm en 10 cm.

X.4 Procescoëfficiënten

Alle procescoëfficiënten hebben generieke waarden, die niet door de gebruiker kunnen worden aangepast. Het betreft snelheidsconstanten, halfwaardconstanten, stoichiometrische constanten, temperatuurconstanten, kritische gehalten, verzadigingsconcentraties, extinctiecoëfficiënten, etc. De coëfficiënten zijn tot stand gekomen na uitgebreide kalibraties.

X.5 Waterbalans

De waterbalans in het model bestaat uit:

- totale instroming vanuit oppervlaktewater (m^3 / maand);
- neerslag (m^3 / maand, opgedrukt);
- verdamping (m^3 / maand opgedrukt);
- kwel of wegzijging (mm/dag);
- totale uitstroming naar oppervlaktewater (berekend door screeningsmodel).

Neerslag en verdamping zijn in het screeningmodel vastgelegd op basis van voor Nederland langjarig gemiddelde tijdreeksen (bron: KNMI). De totale hoeveelheid uitstromend water wordt gelijk gesteld aan de totale hoeveelheid instromend water, zodat het waterpeil constant is. Als er in een watersysteem dus in werkelijkheid peilvariatie optreedt, dan wordt deze verwaarloosd.

X.6 Belastingen

De belastingen voor alle in het model gesimuleerde stoffen omvatten de dagelijkse:

- totale aanvoer van stoffen door instromend water en directe lozingen;
- natte en droge atmosferische depositie;
- aanvoer van stoffen door kwel.

De gebruiker hoeft maar een klein deel van de benodigde gegevens te verstrekken, te weten de totale aanvoer stikstof (totaal-N en nitraat-N) en fosfor. De belasting van alle overige stoffen is op basis van een voor Nederland representatieve waterkwaliteit in het screeningsmodel vastgelegd.

Tabel X.1 De gemiddeld samenstelling van regenwater in Nederland in 1999 en 2000 (RIVM, 2001 en 2000).

Component	NH ₄	NO ₃	PO ₄	SO ₄	Cl
	mg N/l	mg N/l	mg P/l	mg S/l	mg Cl/l
Gemiddeld 1999	1.02	0.52	0.016	0.90	3.02
Gemiddeld 2000	1.01	0.53	0.012	0.80	1.99
Gebruikte concentraties	1.02	0.53	0.014	0.85	2.50

X.7 Initiële samenstelling

De benodigde initiële samenstelling betreft de gehalten van alle in het model gesimuleerde stoffen in de waterkolom en de bodemlaag. De gebruiker hoeft ook nu maar een klein deel van de benodigde gegevens te verstrekken. Voor de waterkolom zijn dit de gemiddelde gehalten chlorofyl, totaal organisch koolstof (TOC), totaal stikstof, nitraat stikstof en totaal fosfor aan het begin van een simulatiejaar. Voor de bodem zijn de gemiddelde gehalten van totaal organisch koolstof (TOC) en totaal fosfor benodigd. (In principe is het ook mogelijk het model deze gehalten te laten genereren voor de "dynamische steady-state".) De gehalten van de gesimuleerde stoffen worden hiervan afgeleid voor zover ze betrekking hebben op organische stof en nutriënten (N,P). De gehalten van de overige stoffen zijn aan het screeningsmodel opgelegd op basis van voor Nederlandse wateren representatieve gegevens. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen water met een zandbodem, een slibbodem of een veenbodem. Deze typen bodem verschillen sterk met betrekking tot porositeit, de gehalten van organische stof, slib, zand en ijzer. De gehalten van slib (IM1) en zand (IM2) zijn zodanig gekozen dat de porositeit voor de zandbodem gelijk is aan 0.4, voor de slibbodem gelijk aan 0.7 en voor de veenbodem gelijk aan 0.9 .

X.8 Meteorologische forcing

De meteorologische forcering betreft dagelijkse zinstraling en de gemiddelde dagelijkse windsnelheid. Langjarig gemiddelde, voor Nederland representatieve tijdreeksen zijn in het screeningsmodel vastgelegd (bron KNMI; station de Bilt; 1976-1992).

X.9 Overige forcering

De overige forcering betreft wekelijkse watertemperatuur, pH en anorganisch zwevend slibgehalte. Een langjarig gemiddelde, voor Nederlandse wateren representatieve tijdreeks is in het model opgenomen voor de watertemperatuur (gegevens Veluwemeer, 1976-1988). Voor de zomer- en wintergemiddelde waarden voor de pH van de waterkolom worden de volgende representatieve waarden gebruikt: 8.0-8.5 voor wateren met een zand of slibbodem, 7.0-8.2 voor wateren met een veenbodem (bron: Rijkswaterstaat Waterbase, data van waterschappen). De pH in de bodem is voor alle typen gesteld op 7. Gegevens met betrekking tot de maandgemiddelde gehalten van anorganisch zwevend slib moeten door de gebruiker worden geleverd.

X.10 Overzicht van case-specifieke invoer

Ten behoeve van de simulatie dient de gebruiker de volgende case-specifieke gegevens in te voeren:

- het type water voor wat betreft bodem (zandbodem, slibbodem, veenbodem);
- de gemiddelde waterdiepte (m²) en de oppervlakte (m²);
- de hoeveelheid oppervlakkig instromend water per maand gedurende een gemiddeld jaar (m³/maand);
- de jaargemiddelde kwel dan wel wegzijging (respectievelijk +X en -X mm/dag);
- de totale externe belasting van nutriënten (totaal-N en nitraat N in gN/s, en totaal-P in gP/s), exclusief atmosferische depositie en kwel;
- de gemeten waterkwaliteit met betrekking tot algen (μg chlorofyl/L), totaal organisch koolstof (mg TOC/L) en nutriënten (totaal-N, nitraat-N en totaal-P in mg/L) aan het begin (januari) van gesimuleerd jaar;
- de gemiddelde bodemkwaliteit met betrekking tot de gehalten totaal organisch koolstof en totaal-P (mg C/kgDS en mg P/kgDS);
- de maandgemiddelde anorganisch zwevend slibgehalten (mg gloeirest/L).

Ten behoeve van beoordeling van de simulatieresultaten is voorts benodigd:

- de voor het simulatiejaar maandelijks gemeten waterkwaliteit (ammonium-N, nitraat-N, totaal-N, opgelost-P en totaal-P in mg/L);

X.11 Modeluitvoer

Bij een simulatie met Delwaq-ECO kan een grote hoeveelheid uitvoer worden geproduceerd. Dit omvat onder andere tijdreeksen van de concentraties van alle gesimuleerde stoffen en van alle procesfluxen en systeemkenmerken, zoals doorzicht en algensamenstelling. Gezamenlijk leveren deze fluxen de massabalansen van de gesimuleerde stoffen.

Literatuur

Smits, J.G.C (2011): Delft3D-ECO, Model documentation, Deltares.

Smits, J.G.C. en J.K.L. van Beek (2009): "Ontwikkeling screeningmodel eutrofiëring – Fase 1: formulering en kalibratie", Deltares rapport 1200235-008-ZWS-0001.

Smits, J.G.C., J.K.L. van Beek en T. van Kessel (2004): "Sediment-water exchange of substances, Modelling of interactions between organisms and sediment", WL rapport Z2645/Q2935.

Los, F.J. and J.W.M. Wijsman (2007): "Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters", Journal of Marine Systems 64: 201-215.

Los, F.J. and M. Bokhorst (1997): "Trend analysis Dutch coastal zone", in: "New Challenges for North Sea Research", Zentrum for Meeresund Klimaforschung, University of Hamburg, 161-175.

Los, F.J., and J.J. Brinkman (1988): "Phytoplankton modelling by means of optimization: A 10-year experience with BLOOM II", Verh. Internat. Verein. Limnol., 23:790-795.

Los, F.J., J.G.C. Smits, J.G.C. en N.M De Rooij (1984): "Application of an Algal Bloom Model (BLOOM II) to combat eutrophication. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22:917-923.

RIVM (2001): "Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling, Meetresultaten 2000", Rapport 723101 057.

RIVM (2000): "Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling, Meetresultaten 1999", Rapport 723101 056.

Bijlage 4 Invoer screeningsmodel

Voor de waterbalans is uitgegaan van de waterbalans die is opgesteld door Witteveen en Bos (2009) voor het jaar 2003. Echter, dit betrof een relatief droog jaar en derhalve is de waterbalans enigszins aangepast om het streefpeil te handhaven bij gemiddelde neerslag en verdampingswaarden. De waterbalans veronderstelt aanvoer van water en nutriënten vanuit de Arembergergracht en via af- en uitspoeling van het omringende land. Verder is er sprake van wegzijging van water en de daarin opgeloste stoffen naar diepere bodem. Deze wegzijgingsflux wordt geschat op 0,15 mm per dag.

Data over de aanvoer van nutriënten vanuit de Arembergergracht is beschikbaar voor de periode 2000-2002 en het jaar 2008. Omdat er met het screeningsmodel de huidige situatie doorgerekend wordt, en er in de laatste jaren een verlaging van vooral fosfor (van ongeveer 0.12 mg/l in 2000 naar circa 0.06 mg/l in 2008) in de Arembergergracht is waargenomen, is door Waterschap Reest en Wieden en Arcadis voorgesteld om invoerdata voor de Arembergergracht te gebruiken die overeenkomt met meetdata uit 2008 gecombineerd met veldkennis (zie tabel B4.1). Om een indicatie te hebben van de waterkwaliteit van het af- en uitspoelende water, is door Waterschap Reest en Wieden en Arcadis voorgesteld om petgaten in de omgeving van de Schutsloterwilde als leidend te nemen voor de kwaliteit van het instromende water. Meetdata van de petgaten Schinkelland, Achter de Singel en Stobbekolkje zijn over de beschikbare perioden, 2001-2003 en 2007-2010, gemiddeld. Doordat de meetdata niet structureel gemeten is, zijn trends hierin niet te achterhalen. De gemiddelde waterkwaliteit is vervolgens gebruikt als invoer voor het screeningsmodel. Echter, de vraag is in hoeverre het Stobbekolkje een goede bron is voor meetdata, omdat dit petgat in open verbinding staat met de Schutsloterwilde en daarom ook in sterke mate beïnvloed wordt door de Schutsloterwilde. Kortom, er bestaat dus onzekerheid over de huidige belastingen op de Schutsloterwilde door de beperkte beschikbaarheid van meetdata van zowel de Arembergergracht als het uit het omringende land stromende water. In tabel B4.1 staan de gehanteerde belastingen op de Schutsloterwilde.

Van Schutsloterwilde zelf zijn wel langjarige meetreeksen van de waterkwaliteit beschikbaar. Deze meetreeksen laten zien dat de waterkwaliteit over de afgelopen 20 jaar verbeterd is. Chlorofyl-a concentraties zijn sterk gedaald: van concentraties rond 150 ug/l in het begin van de jaren negentig tot concentraties van ongeveer 35 ug/l in meer recente tijden. Ook voor totaal fosforconcentraties is een daling zichtbaar: rond de jaren negentig bevonden de gemeten concentraties zich rond 18 mg/l. Meer recente metingen laten totaal fosforconcentraties van ongeveer 0.08 mg/l zien. Voor stikstof zijn geen langjarige meetgegevens beschikbaar (Witteveen en Bos, 2009).

Tabel B4.1: Opgegeven belastingen voor de Schutsloterwilde.

Bron	Af- en uit- spoeling	Aremberger-gracht					
		P-totaal	N-totaal	Nitraat	P-totaal	N-totaal	Nitraat
Maand	mgP/l	mgN/l	mgN/l	mgP/l	mgN/l	mgN/l	
Januari	0,06	2	0,4	0,06	2	0,8	
Februari	0,06	2	0,4	0,06	2	0,8	
Maart	0,06	2	0,4	0,06	2	0,8	
April	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,4	
Mei	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,2	
Juni	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03	
Juli	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03	
Augustus	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03	
September	0,06	1,5	0,03	0,06	1,4	0,03	
Oktober	0,06	2	0,4	0,06	2	0,1	
November	0,06	2	0,4	0,06	2	0,3	
December	0,06	2	0,4	0,06	2	0,5	

Voor de initiële waterkwaliteit in het model zijn gemiddelde waarden van de waterkwaliteit voor de maand januari over de periode 2001-2009 gebruikt (zie tabel B4.2). Voor de bodemgegevens is data van B-Ware uit 2008 gebruikt. Er is gebruik gemaakt van de metingen die zijn uitgevoerd in de sliblaag die bijna de gehele bodem van Schutsloterwilde bedekt. De benodigde waarden voor totaal organisch koolstof en totaal fosfor zijn over de meetpunten gemiddeld respectievelijk 218,4 gC/kg droge stof en 737 mgP/kg droge stof. Uit deze data komt naar voren dat het totaal organisch stof gehalte (2,5 maal organisch koolstof) zeer hoog is voor een slibbodem en daarbij komt dat de porositeit zo'n 90% bedraagt. Hierom is er gekozen om gebruik te maken van de "veenbodem"-modus in het screeningsmodel in plaats van de "slibbodem" modus.

Tabel B4.2: Initiële water- en sedimentkwaliteit Schutsloterwilde, respectievelijk in mg/l (chl-a in ug/l) en mg/kg droge stof.

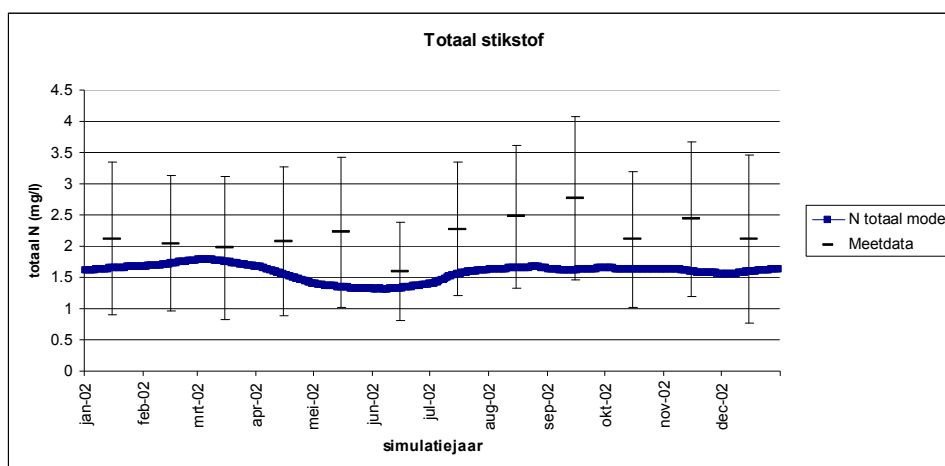
	CHLFA	TOC	TOTN	NO3	TOTP	SLIB
Oppervlaktewater	25.00	5.03	2.38	0.79	0.09	19.72
Sediment	0	218400	0	0	737	0

Bijlage 5

Aanvullende resultaten screeningsmodel

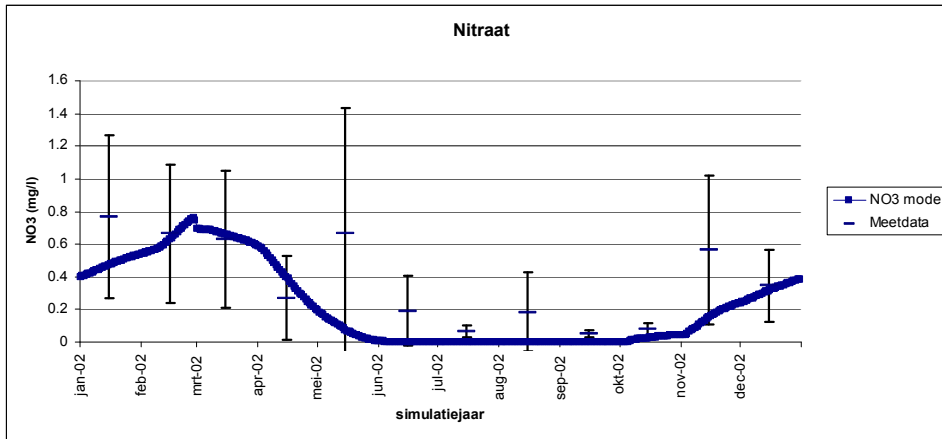
Stikstof

De spreiding in metingen van totaal stikstof in de waterkolom (zie figuur B5.1) varieert van 1.5 tot 2.5 mg/l. In juni is er een afname in totaal stikstofconcentratie, gevolgd door een geleidelijke stijging van de concentratie in de maanden juli, augustus en september. In september wordt de hoogste totaal stikstofconcentratie van het jaar bereikt en deze neemt daarna geleidelijk af. Wat opvalt, is dat in de maanden juli tot en met augustus de aangevoerde concentratie van totaal stikstof lager is dan de concentratie in Schutsloterwilde (figuur B5.1). Het model simuleert de totaal stikstofconcentratie goed, maar de gesimuleerde gehalten zijn wat laag ten opzichte van de gemiddeld gemeten gehalten. De lichte toename van totaal stikstofconcentratie in juli wordt gesimuleerd, maar blijft wat achter bij de gemeten toename in totaal stikstofconcentratie. In de modelresultaten is te zien dat de toename van totaal stikstofconcentratie in de zomer samenvalt met een bloei van stikstoffixerende algen (zie figuur B5.6 en B5.7). In deze figuren is te zien dat stikstoffixerende algen vooral actief zijn in het derde kwartaal en zorgen voor een input van 0.70 gN/m². Dit is 23% van de totale externe totaal stikstofbelasting in dit kwartaal.

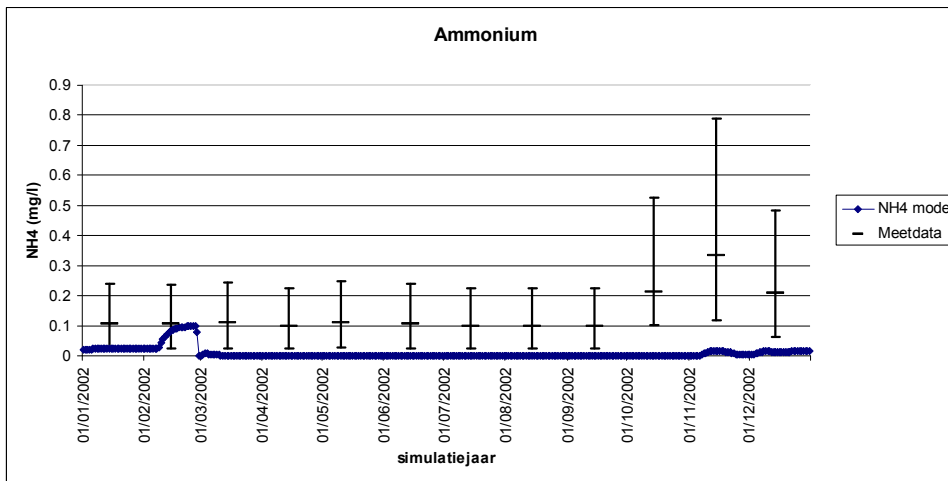


Figuur B5.1: Gesimuleerd en gemeten totaal stikstof (mgN/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

De trend die in de meetdata zichtbaar is voor nitraat, hogere concentraties in januari tot april en stijgend vanaf november, is goed terug te vinden in de modelresultaten (zie figuur B5.2). De schijnbare onderschatting van nitraat in de zomermaanden komt doordat een aantal metingen op of onder de detectiegrens zitten, waardoor 0.1 mgN/l nitraat de minimale meetconcentratie is. Voor ammonium geldt iets soortgelijks bij een detectiegrens van 0.1 mgN/l. De uitputting van nitraat en ammonium (figuur B5.3) in de zomerperiode leidt tot N-limitatie van algengroei.

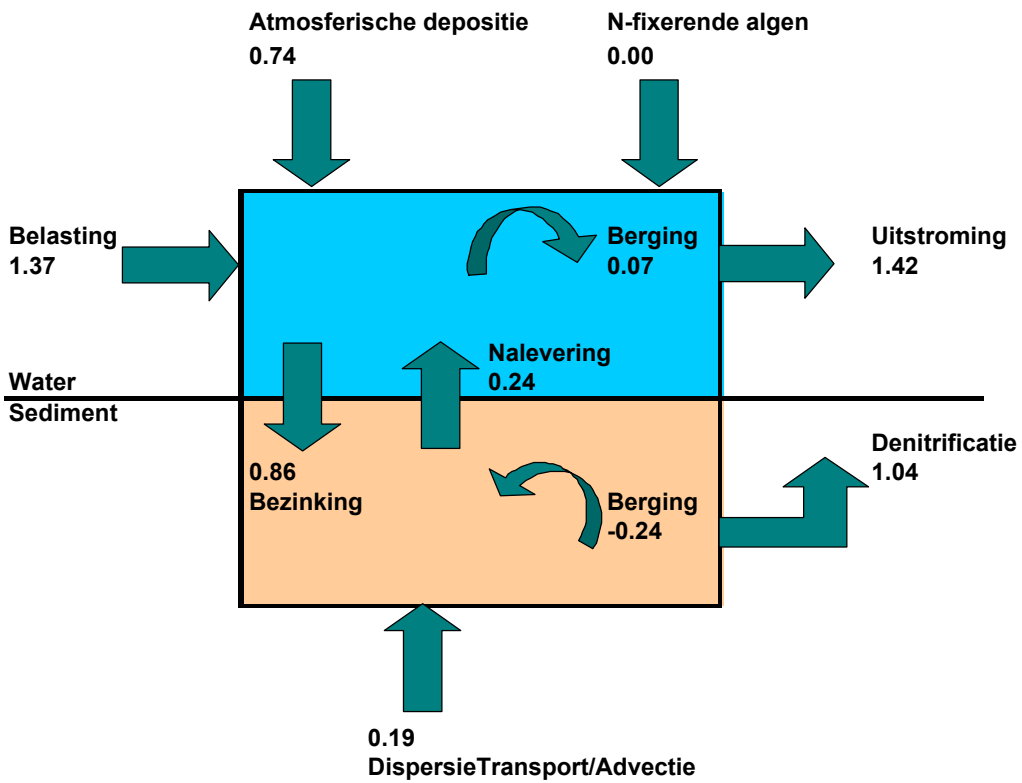


Figuur B5.2: Gesimuleerd en gemeten nitraat (mgN/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

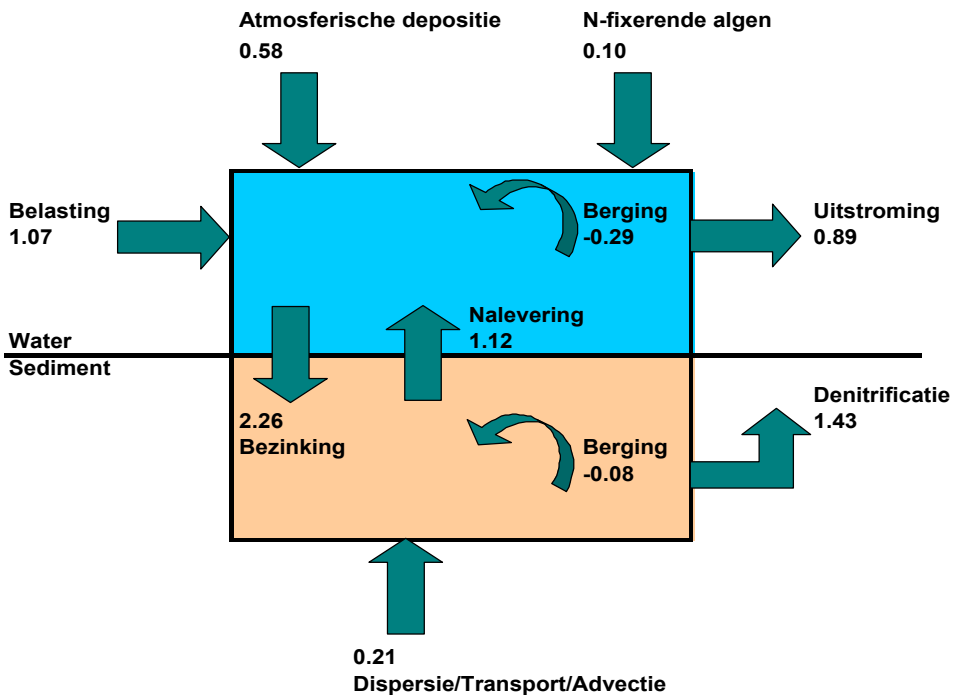


Figuur B5.3: Gesimuleerd en gemeten ammonium (mgN/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

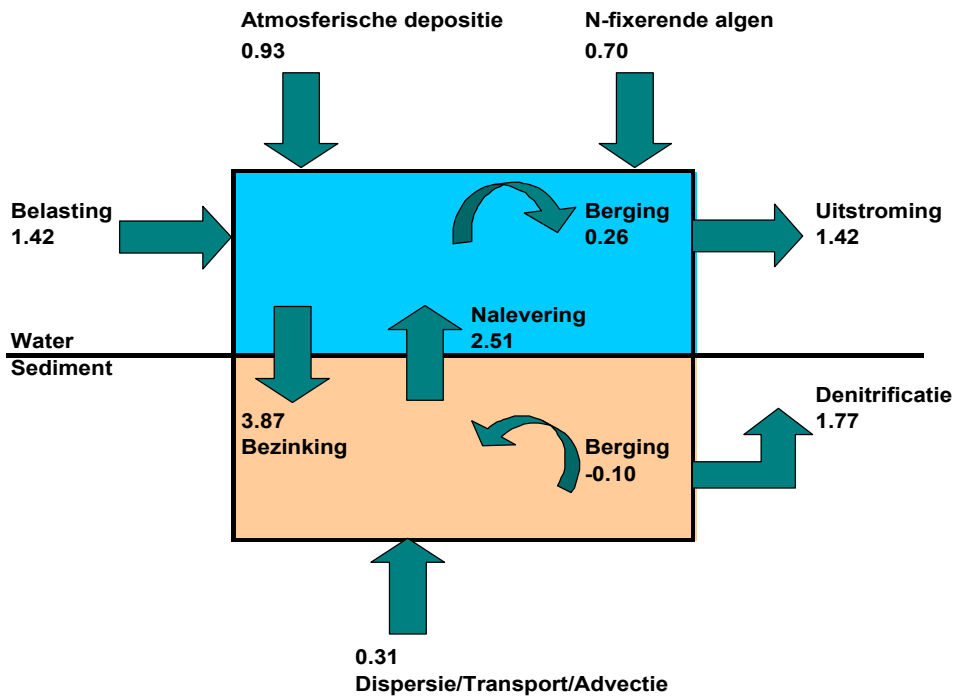
De kwartaalbalansen voor de sedimentlagen 1 tot en met 9 (de bovenste 10 cm van de bodem) van totaal stikstof (figuren B5.4 tot en met B5.7) laten verder zien dat vooral in het tweede en het derde kwartaal de uitwisselingsfluxen tussen de waterkolom en het sediment de grootste van alle fluxen zijn. Doordat de bezinkingsflux in alle kwartalen groter is dan de naleveringsflux, is er jaarrond (ook in de zomer) een nettoflux van totaal stikstof van de waterkolom *naar* het sediment. Deze flux zorgt ervoor dat er minder stikstof beschikbaar is voor algen omdat het in een voor hen niet beschikbaar medium terecht komt. Bovendien is in deze figuren te zien dat er jaarrond een afname is van het gehalte van totaal stikstof in het sediment. Het stikstof verlaat het sediment via denitrificatie en wegzijging. Dit laatste is niet zichtbaar in de getoonde massabalansfiguren, maar in sedimentlaag 10 voorspelt het model verlies van stikstof naar lager gelegen sediment. De denitrificatie in de bodem laat een seizoensdynamiek zien, waarbij de kwartalen 2 en 3 de hoogste absolute denitrificatie hebben. De denitrificatieflux bedraagt in tweede kwartaal 94% van de totale externe belasting, en in kwartaal 3 62%. In de balansfiguren is er aanvoer zichtbaar van stikstof vanaf de onderrand, terwijl er in het systeem sprake is van wegzijging. Dit komt door herverdeling van stofconcentraties van de gemodelleerde sedimentlagen door middel van transport, advectie en dispersie vanuit laag 10 naar de bovenliggende lagen (model-artefact). Wanneer sedimentlaag 10 wel wordt meegenomen in de analyse, is er wel sprake van netto afvoer door wegzijging. Dit is eerder besproken redenen niet gedaan.



Figuur B5.4: Massabalans voor totaal stikstof voor het eerste kwartaal (januari-maart) in g N/m²/ kwartaal.

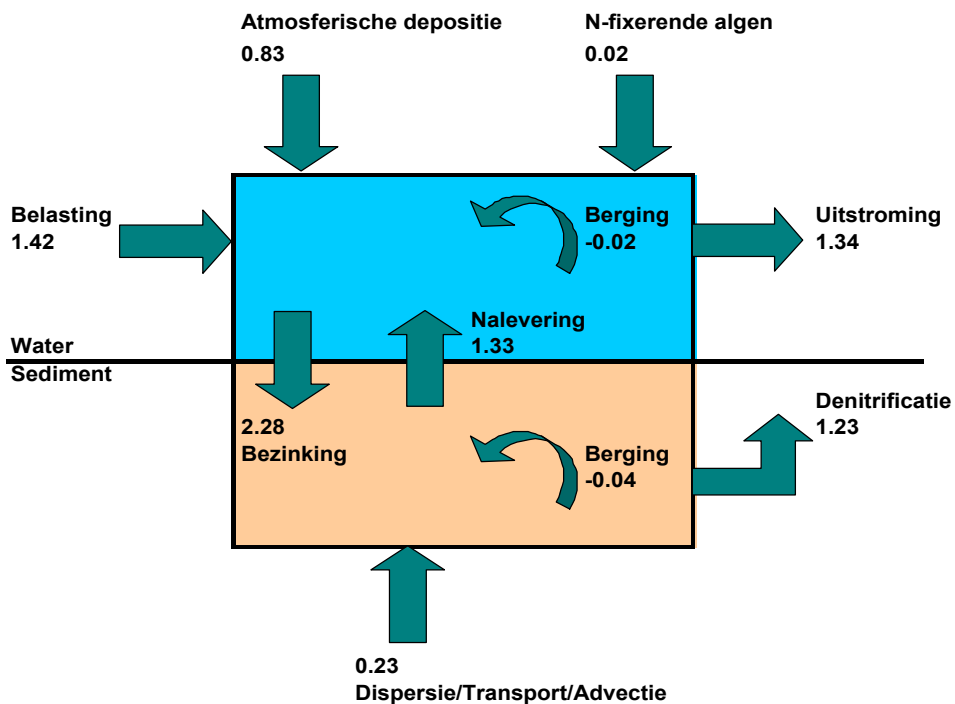


Figuur B5.5: Massabalans voor totaal stikstof voor het tweede kwartaal (april-juni) in g N/m²/ kwartaal.



Figuur

B5.6: Massabalans voor totaal stikstof voor het derde kwartaal (juli-september) in g N/m²/ kwartaal.



Figuur

B5.7: Massabalans voor totaal stikstof voor het vierde kwartaal (oktober-december) in g N/m²/ kwartaal.

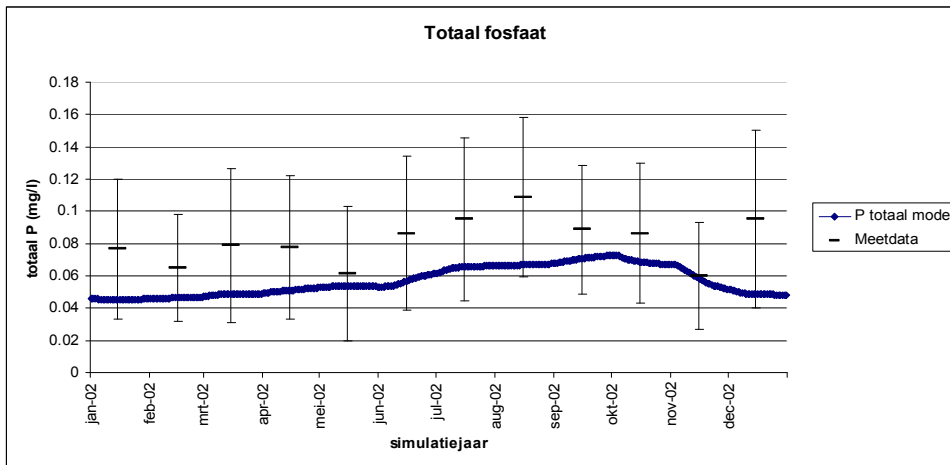
In tabel B5.1 staan alle jaarfluxen in absolute en relatieve (ten opzichte van de externe belasting, gedefinieerd als totaal stikstofaanvoer via instroming en atmosferische depositie) getallen weergegeven. Hierin is te zien dat de bezinkingflux van totaal stikstof jaarrond het grootste is, zelfs meer dan de totale externe belasting. Stikstoffixerende algen zorgen voor een aanvoerflux die bijna 10% van de externe belasting bedraagt. De denitrificatieflux van totaal stikstof is groter dan de jaarlijkse aanvoerflux en de afvoerflux van totaal stikstof via uitstroming is bijna even groot als de naleveringsflux.

Tabel B5.1: absolute fluxen van totaal N in Schutsloterwilde (g N/m²/jaar) en de relatieve bijdrage van de fluxen ten opzichte van de totale externe belasting (aanvoer via water en atmosferische depositie) (%).

	Absoluut (g N/m ² /jaar)	Relatief (%)
Aanvoer via water	5.28	63.2
Atmosferische depositie	3.08	36.8
N-fixerende algen	0.81	9.7
Bezinking	9.27	110.9
Nalevering	5.20	62.2
Afvoer via water	5.07	60.6
Denitrificatie	5.47	65.4
Berging in sediment	-0.46	-5.5

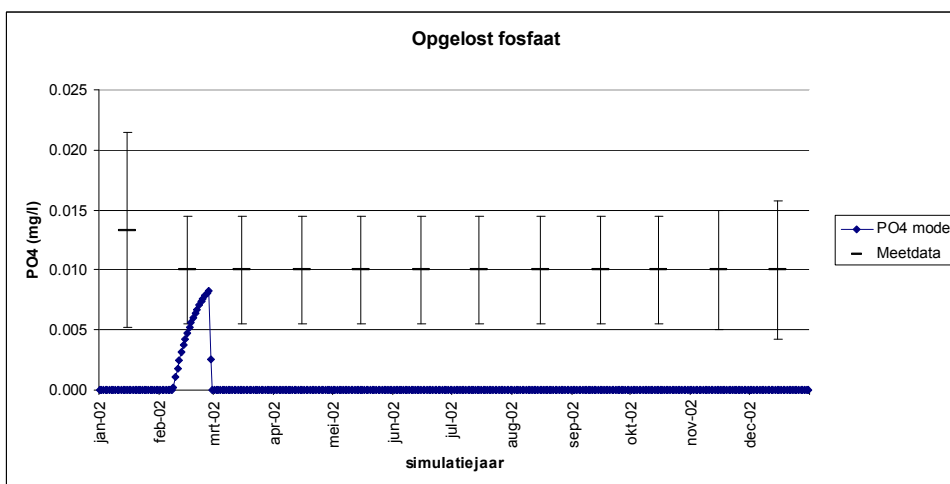
Totaal fosfor

Totaal fosfor laat simulatieresultaten zien die aan de lage kant zijn ten opzichte van gemiddeld gemeten gehalten (figuur 1.4). Echter, de toename in de metingen in totaal fosforconcentraties in juni tot en met augustus, wordt door het model gevolgd. Deze lichte stijging in totaal fosfor concentraties in de zomerperiode leidt tot hogere concentraties in Schutsloterwilde dan die terug te vinden zijn in het aanvoerwater.



Figuur B5.8: Gesimuleerd en gemeten totaal fosfor (mgP/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

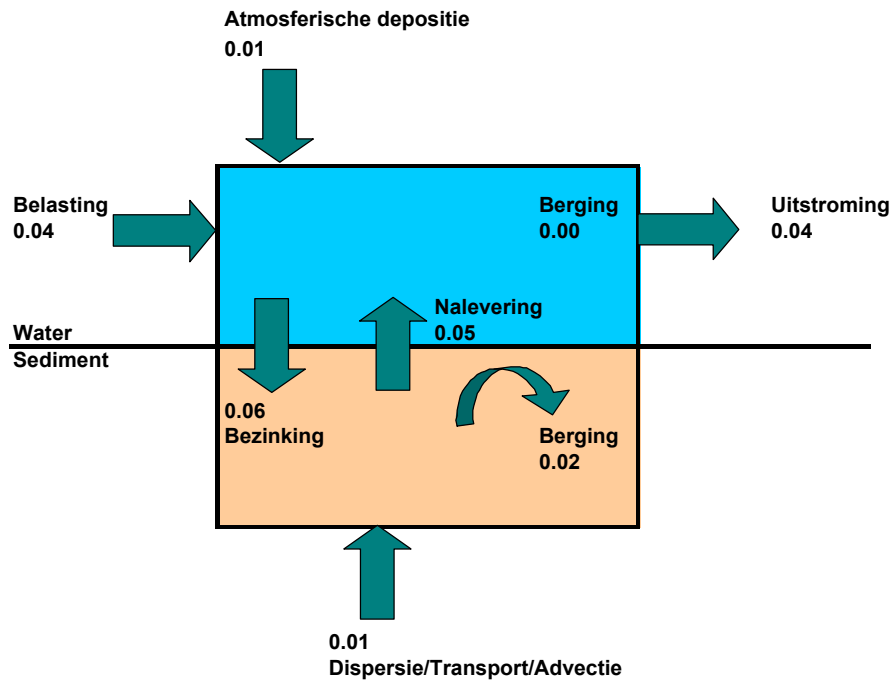
Meetwaarden van opgelost fosfaat laten het hele jaar waarden op of onder de detectiegrens zien, welke ook door het model worden gesimuleerd (figuur 1.5). De piek die het model in februari voorspelt valt onder de detectiegrens, maar is in oudere data, waar hogere concentraties opgelost fosfaat zijn gemeten, wel terug te vinden. De lage opgelost fosfaat concentraties leiden tot fosfaatlimitatie van algengroei.



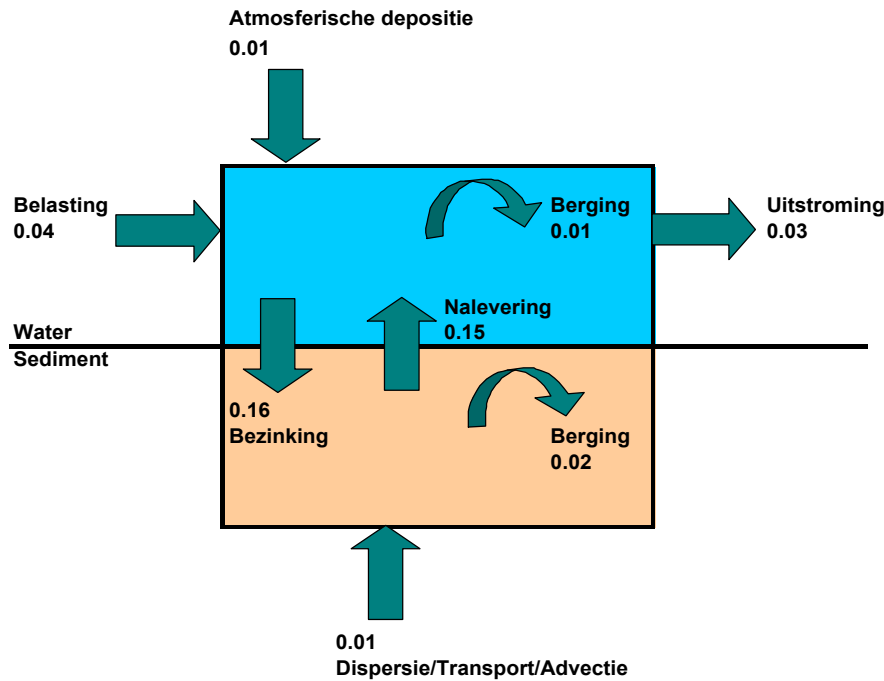
Figuur B5.9: Gesimuleerd en gemeten opgelost fosfaat (mgP/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

Uit de massabalansen voor totaal fosfor (figuren B5.10 tot en met B5.13) blijkt dat atmosferische depositie (bijna 20% van de externe belasting) leidt tot verhoging van totaal fosforconcentraties in de waterkolom in plaats van de bodem. Verder laten deze kwartaalbalansen zien dat de aan- en afvoerfluxen in alle kwartalen nagenoeg in balans zijn. De grootte van de bezinkings- en naleveringsfluxen varieert wel sterk

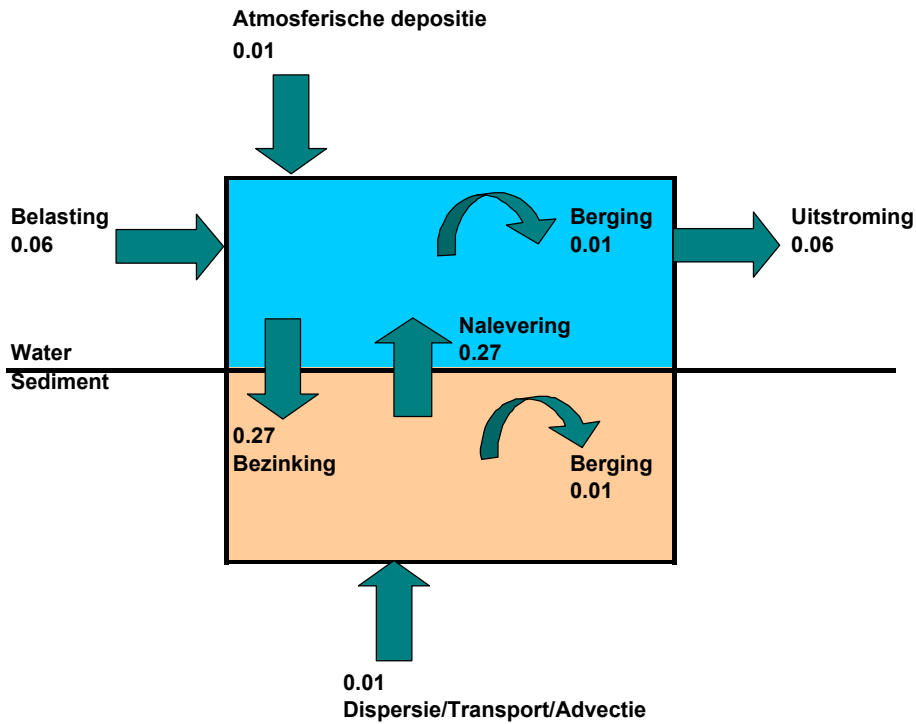
over de seizoenen: deze zijn het grootste in kwartaal 3, gevolgd door kwartaal 2 en 4 en zijn het kleinste in kwartaal 1. Over het jaar heen is er een toename van totaal fosfor in de sedimentlagen 1 tot en met 9 te zien van 0.09g P/m²/jaar. Wanneer sedimentlaag 10 wordt meegenomen is er door wegzijging wel een netto afvoer van totaal fosfor naar lager gelegen sediment. Echter, in de bovenliggende laag is er sprake van oplading van het sediment, deels door bezinking, deels door aanvoer van totaal fosfor via sedimentlaag 10 door middel van transport, advectie en dispersie (model-artefact, zie stikstof).



Figuur B5.10: Massabalans voor totaal fosfor voor het eerste kwartaal (januari-maart) in g P/m²/ kwartaal.

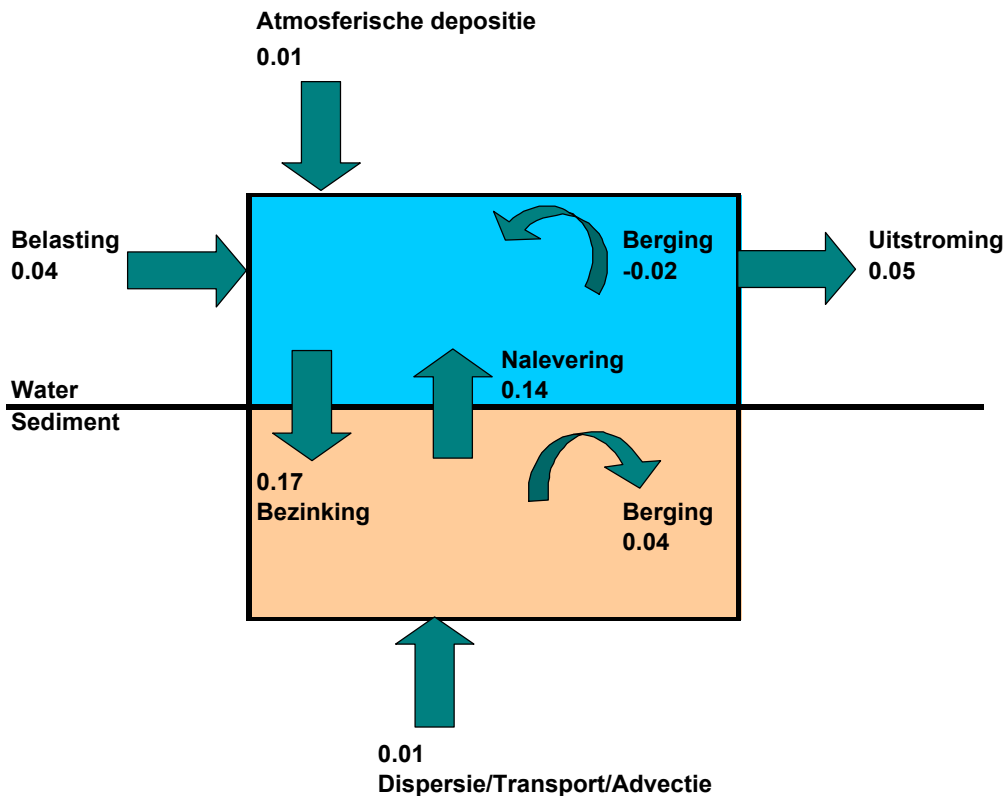


Figuur B5.11: Massabalans voor totaal fosfor voor het tweede kwartaal (april-juni) in g P/m²/ kwartaal.



Figuur

B5.12: Massabalans voor totaal fosfor voor het derde kwartaal (juli-september) in g P/m²/kwartaal.



Figuur B5.13: Massabalans voor totaal fosfor voor het vierde kwartaal (oktober-december) in g P/m²/kwartaal.

De bezinking- en naleveringflux zijn de grootste fluxen van totaal fosfor in het systeem (zie tabel B5.2). In vergelijking met de externe belasting (aanvoer via water en atmosferische depositie), zijn deze fluxen 2.5 tot bijna 3 maal zo groot. De bezinkingflux is wel de grootste van de twee. Dit heeft gevolgen voor de

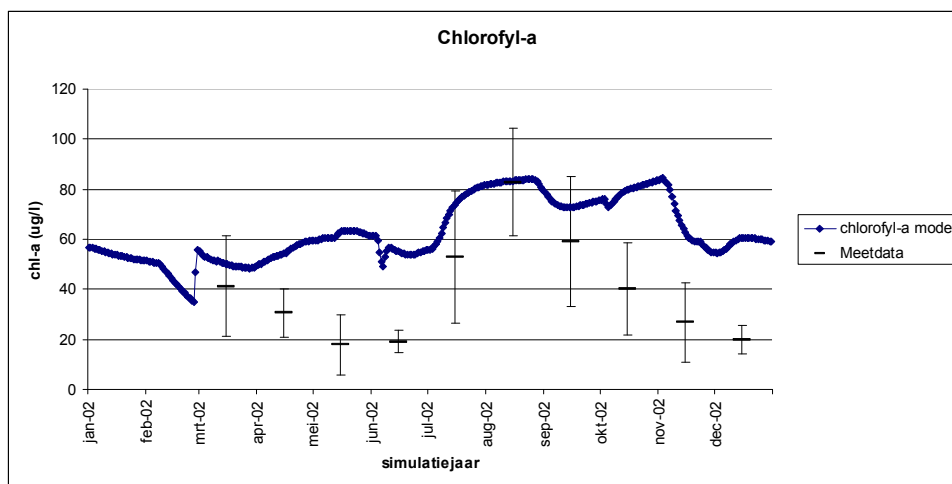
fosforbeschikbaarheid voor algen: doordat er een nettoflux van totaal fosfor *naar* het sediment plaats heeft (zelfs in de zomer), is er minder fosfor beschikbaar voor algengroei doordat het fosfor wordt onttrokken aan de nutriëntenpool van algen. De afvoerflux van totaal fosfor via uitstroming is bijna even groot als de aanvoer ervan via instroming. In het sediment is oplading van totaal fosfor te zien ter grootte van 37.5% van de externe belasting. Via de onderrand is er ook aanvoer van totaal fosfor van bijna 17% van de externe belasting.

Tabel B5.2: absolute fluxen van totaal P in Schutsloterwilde (g P/m²/jaar) en de relatieve bijdrage van de fluxen ten opzichte van de totale externe belasting (aanvoer via water en atmosferische depositie) (%).

	Absoluut (g P/m ² /jaar)	Relatief (%)
Aanvoer via water	0.19	79.2
Atmosferische depositie	0.05	20.8
Bezinking	0.66	275.0
Nalevering	0.61	254.2
Afvoer via water	0.18	75.0
Berging in sediment	0.09	37.5

Chlorofyl-a en Doorzicht

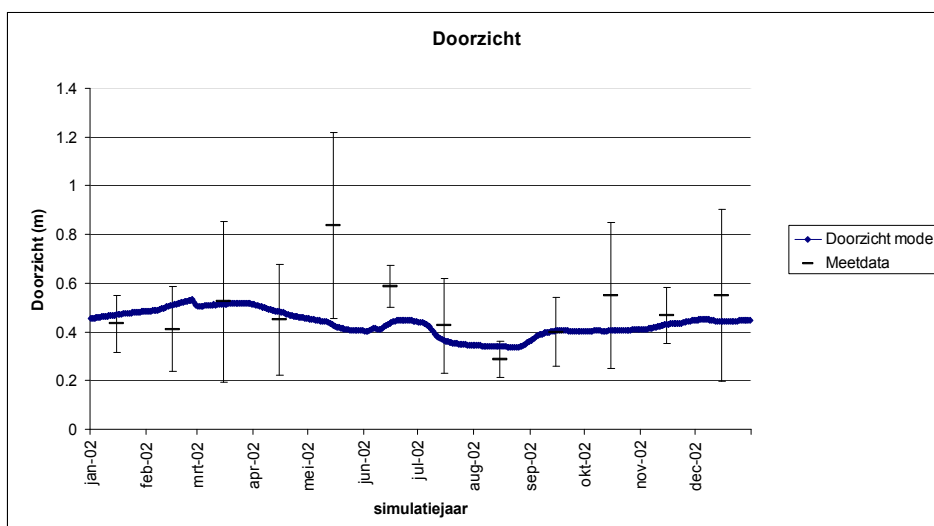
Chlorofyl-a concentraties worden door het model meestal te hoog gesimuleerd (figuur B5.14). Echter, de toename van gemeten chlorofyl-a concentraties naar rond de 60 µg/l in de zomer, wordt wel voorspeld. De toename van chlorofyl-a komt in het model vooral door een verschuiving in algensamenstelling van groenalgen naar stikstoffixeerders. De korte piek in chlorofyl-a in het najaar is niet terug te vinden in de modelresultaten, echter, vaak zijn najaarspieken kort waardoor deze wel voorgekomen kunnen zijn, maar niet zijn gemeten.



Figuur B5.14: Gesimuleerd en gemeten chlorofyl-a (µg chlor-a/l) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

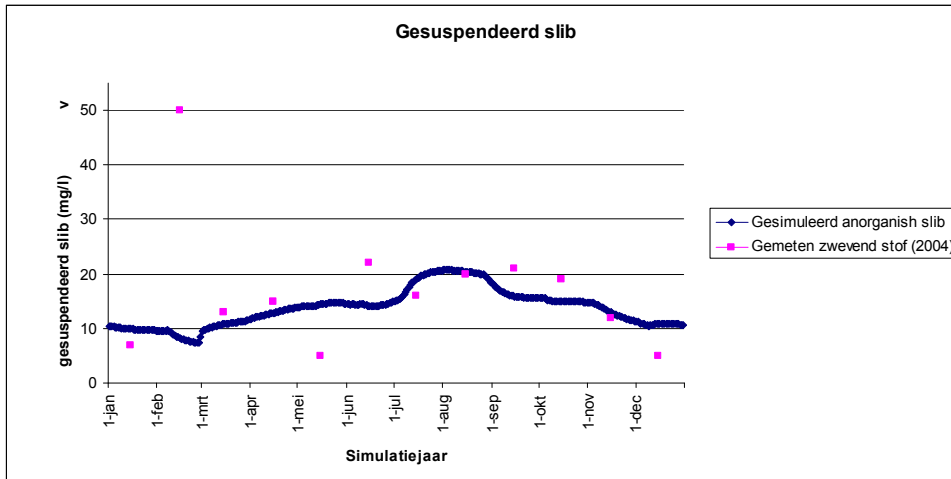
Zoals reeds is aangegeven is het niet onverwacht dat chlorofyl-a concentraties te hoog worden voorspeld dit omdat het screeningsmodel bedoeld is voor eutrofe, algenrijke condities met zomergemiddelde chlorofyl-a concentraties boven de 50 µg/l. De chlorofyl-a concentraties in Schutsloterwilde vallen met een zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie van circa 50 µg/l en in delen van het jaar tussen de 20 en 30 µg/l net onder het toepasbaarheidsbereik van het model. Bij dergelijk lage chlorofyl-a concentraties wordt het

model onnauwkeurig ten aanzien van de algen-biomassa en soortsaamenstelling, en derhalve ook de chlorofyl-a/koolstof verhouding. Hierdoor kan het model te hoge chlorofyl-a concentraties voorspellen bij juist voorspelde algenbiomassa. Echter, belangrijker hier is dat bij lagere chlorofyl-a concentraties andere systeemprocessen, die niet in het model zijn opgenomen, een prominentere rol spelen, zoals graas van zooplankton op fytoplankton, opname van nutriënten in waterplanten en resuspensie. Graas en waterplanten spelen met name een rol in de overgangperiode van vroege voorjaar naar zomer. Lichtbeperking door geresuspendeerd organisch slib speelt vooral in najaar en winter. Dit laatste proces kan de lage, gesimuleerde concentraties van totaal stikstof en totaal fosfor verklaren: in het model wordt slib als anorganische stof opgedrukt, terwijl bij resuspensie ook organisch slib, waaraan fosfor en stikstof gebonden zijn, in de waterkolom wordt gebracht. Kijkend naar het gesimuleerde en gemeten doorzicht (figuur B5.15), dan valt op dat het doorzicht goed wordt gesimuleerd met uitzondering van de piek in doorzicht in mei en juni. Het niet voorspellen van deze piek kan voortkomen uit het te hoog voorspellen van de algen biomassa (chlorofyl-a). Echter, de rest van het jaar komt het gesimuleerde doorzicht goed overeen met de meetdata, terwijl de voorspelde chlorofyl-a concentraties ook dan hoger zijn dan de gemiddelde meetwaarden. Dit duidt erop dat in de Schutsloterwilde inderdaad ook andere processen aanwezig zijn die het doorzicht bepalen, zoals de resuspensie van organische stofrijke slib.



Figuur B5.15: Gesimuleerd en gemeten doorzicht (m) in de waterkolom van de Schutsloterwilde, representatief voor de periode 2006-2009.

In dit geval zijn het effect op lichtextinctie hiervan en het effect van de overschatting van algenbiomassa en het daaruit gevormde detritus van vergelijkbare grootte. Wanneer het gesimuleerde slib in de waterkolom vergeleken wordt met het gemeten zwevend slib (enkel beschikbaar voor het jaar 2004) is te zien (figuur 1.21) dat het model met uitzondering van mei, juli, augustus, november en december, zwevend slib wat laag voorspelt. Doordat de metingen 1 keer per maand zijn uitgevoerd, is het ook mogelijk dat resuspensie-gebeurtenissen zijn gemist. De kleine mismatch kan een aanwijzing zijn voor de oorzaak van de mismatch tussen te hoog gesimuleerd chlorofyl-a en goed voorspeld doorzicht: het geringe doorzicht komt waarschijnlijk door resuspensie van slib en in mindere mate door het voorkomen van algen.



Figuur B5.16: Gesimuleerd anorganisch slib en gemeten zwevend stof.

Bijlage 6

Invoer bodemdiagnosetool

1. Algemeen				
Naam systeem		Schutsloterwilde		
Fosfaatbalans				
Nitraatbalans				
KRW type		M27	tbv berekenen EKR	
Water systeem type		meer	tbv type watersysteem analyse	
Specificatie		plassen	tbv bepalen risico zuurstofloosheid	
Kwartaal		K1	K2	K3 K4
Oppervlakte watersysteem (opp. water)	m2	1.370.000	1.370.000	1.370.000 1.370.000
Dominante leggerdiepte	m	0,5		
gemiddelde waterdiepte	m	1,00		
KRW norm P (tbv nalevering)	mg/l	0,09	Indien je hier niks invoert wordt uitgegaan van een def	
Norm doorzicht	m	0,90		
kritische belasting	g P/m2/j	0,23		

2. Bodem				
P-sed	g P /kg ds	0,737		
Fe-sed	g Fe /kg ds	28,7		
Of: P-sed / Fe-sed				
P-sed onder de sliblaag	g P /kg ds	0,3		
Kwartaal		K1	K2	K3 K4
Bodemvocht	mg P / l	0,077835325	0,077835325	0,077835325 0,077835325
Methode nalevering		bodemvocht		
Dikte sliblaag	m	0,3		
organische externe belasting				
Type		bodem met slib	tbv bepalen risico zuurstofloosheid	
stevigheid waterbodembodem		slap	tbv balans en maatregelen	
stevigheid waterbodembodem onder sliblaag		stevig	tbv balans en maatregelen	
Matrix		veen	tbv balans en maatregelen	
Matrix waterbodembodem onder sliblaag		veen	tbv balans en maatregelen	

3. Balansposten naamgeving				
Inposten		posten invullen	suggestie	
inpost 1	IN1:	inlaat	Inlaat	
inpost 2	IN2:	drainage	Inlaat	
inpost 3	IN3:		Inlaat	
inpost 4	IN4:		Inlaat	
inpost 5	IN5:	Neerslag opp water	Neerslag	
inpost 6	IN6:	Resultante stroomgebied		
uitposten		posten invullen	suggestie	
uitpost1	UIT1:	uitlaat	Inlaat	
uitpost2	UIT2:	wegzijging	Inlaat	
uitpost3	UIT3:		Inlaat	
uitpost4	UIT4:		Inlaat	
uitpost5	UIT5:			
uitpost6	UIT6:	verdamping	Verdamping	

4. Balansposten		K1	K2	K3	K4
In- en uitvoer concentratie of vracht	mg/l of kg/ kwartaal	vracht			
Posten waterbalans		debiet (m3/kwartaal)			
		K1	K2	K3	K4
IN1: inlaat		301.159	502.522	469.781	202.864
IN2: drainage		779.873	610.335	987.085	870.293
IN3:					
IN4:					
IN5: Neerslag opp water		283.590	221.940	358.940	316.470
IN6: Resultante stroomgebied					
UIT1: uitlaat		1.226.937	928.387	1.396.860	1.284.411
UIT2: wegzijging		18.495	18.701	18.906	18.906
UIT3:					
UIT4:					
UIT5:					
UIT6: verdamping		64.390	346.610	441.140	141.110
restterm / sluitfout (pos = meer in dan uit) (check)	controle	54.800	41.100	-41.100	-54.800

Vervolg balansposten:

P-vracht (kg/kwartaal)				N-vracht (kg/kwartaal)				ZS-vracht (kg/kwartaal)				
K1	K2	K3	K4	K1	K2	K3	K4	K1	K2	K3	K4	
18		30	28	12	602	703	658	406	3.614	6.834	6.389	2.029
47		37	59	52	1.560	916	1.481	1.740				
17		17	17	17	1.055	1.055	1.055	1.055				
105		71	133	108	2.757	1.725	3.124	2.803	14.723	12.626	18.997	12.844
2		1	2	2	43	35	43	41				
-24		12	-30	-28	417	914	27	357	-11.109	-5.792	-12.608	-10.815

5. Watersamenstelling (bij voorkeur kwartaalgegevens invullen)		JAAR GEM	K1	K2	K3	K4
Doorzicht (indien bekend)	m	0,49	0,44	0,59	0,38	0,55
Chlorofyl	µg/l	36,25		32	23	62
Anorganische zwevende deeltjes	mg/l		3,60	4,08	4,08	4,00
Detritus	mg/l		8,4	9,52	9,52	6
Concentratie zwevende stof	mg/l	12,3	12,00	13,60	13,60	10,00
Concentratie P totaal	mg/l	0,085199495	0,09	0,08	0,10	0,08
Concentratie P zwevend stof	mg/l	0,074539773	0,07	0,07	0,09	0,07
Ortho P	mg/l	0,010659722	0,01	0,01	0,01	0,01
Concentratie N totaal	mg/l	2,157859638	2,32	1,86	2,27	2,18
Concentratie sulfaat in systeem	mg/l	25,48406085	17,6984127	20,28333333	47,65925926	16,29524

6. Kenmerken systeem		Welke parameters invullen? Nb het is mogelijk beruken in te voeren			
BZV	mg O ₂ /l	nee	zomergemiddelde		
Chloride	mg Cl/l	nee	zomergemiddelde		
Peildynamiek		1 ja	1=tegenatuurlijk 2=stabiel 3=natuurlijk		
Connectiviteit		nee	1=geïsoleerd 2=periodiek geïsoleerd 3=open		
Meandering		nee	1=recht+normprofiel 2=gestrekt+natuurlijker		
Beschaduwing		nee	1=onbeschaduwd zonder riuigte op oevers 2=		
Verstuwung		nee	1=sterk gestuwd zonder vistrappen 2=gestuv		
Oeverinrichting		2,5 ja	1=beschoeid 2=steil 3=flauw/moerassig (NVC		
Scheepvaart		nee	1=intensief bevaren 2 = niet of nauwelijks be		
Onderhoud		nee	1=intensief 2=extensief		
Aanwezigheid benthivore vis	kg/ha	25	visstandbemonstering 2011 (Visadvies: http://www.visadvies.nl/sit)		
Aantal schepen beroepsvaart	schepen/d	0			
Percentage van water wat wordt beïnvloed door beroepsvaart	fractie	0			
Aantal schepen recreatievaart	schepen/d	100			
Percentage van water wat wordt beïnvloed door recreatievaart	fractie	0,5			
Netto plant opname P obv kritische belasting of defaultwaarde	g P/m ² /jaar	0			
Afvoer P (dmv maaien, schonen)	g P/m ² /jaar	0			
baggeraanwas (agv afkalving, erosie, bladval of veenafbraak)	g ds /m ² /jaar				
P gehalte baggeraanwas(obv bladval, veen afbraak, erosie oevg/kg ds					

7. Huidige situatie		KRW sheet	Meetdata	GEP
Macrofauna	EKR			0,5
Macrofyten	EKR			0,999
Vis	EKR			0,3
Fytoplankton	EKR			0,5
Totaal fosfaat (zomergemiddelde)	mg/l			0,09
Totaal stikstof (zomergemiddelde)	mg/l			1,3
Doorzicht (zomergemiddelde)	m			0,65

Bijlage 7

Uitvoer bodemdiagnosetool

1e oordeel						
Schutsloterwilde	Diagnose					
Potentie nalevering?	mogelijk relevant					
doorzicht?	troebel					
Chlorofyl	middel					
1e oordeel	BD voor zwevend stof					
Interne en externe P belasting		jaargemiddeld/total	K1	K2	K3	K4
Interne belasting (% van totale belasting)		17,4	5,5	21,5	26,4	9,8
Externe belasting (% van totale belasting)		82,6	94,5	78,5	73,6	90,2
Interne belasting (absoluut in g P/m2)		0,05	0,00	0,02	0,03	0,01
Externe belasting (absoluut in g P/m2)		0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
Kritische belasting (absoluut in g P/m2)		0,23				
Verblijftijd (dagen)		84,68	90,35	93,40	69,41	90,70
Maatregelen						
Maatregel	Zinvol?					
Contact nutriënten waterbodem en oppervlaktewater afsnijden	ja					
Externe belasting omlaag	ja					
Vergroten P-bindingscapaciteit	ja					
Bron weghalen (baggeren)	nee					
Opwerveling beperkende maatregelen	ja					
Beijzering	PM					
Reductie sulfaat / bicarbonaat	nee					
Check concentraties		K1	K2	K3	K4	
Berekend	P (mg/l)	0,09	0,08	0,10	0,08	
Gemeten	P (mg/l)	0,09	0,08	0,10	0,08	
Berekend	N (mg/l)	2,32	1,86	2,27	2,18	
Gemeten	N (mg/l)	2,319953704	1,864666667	2,265151515	2,181666667	
Berekend	Zwevend stof (mg/l)	12,00	13,60	13,60	10,00	
Gemeten	Zwevend stof (mg/l)	12	13,6	13,6	10	
Resultaten						
Maatlat	Huidige situatie		Autonome ontwikkeling			
	KRW-sheet gemeten	Data gemeten	Bodemdiagnose berekend	na 2 jaar	na 10 jaar	GEP
Macrofauna			0,85	0,85	0,85	0,5
Macrofyten	0		0,50	0,50	0,50	0,999
Vis	0		0,53	0,53	0,53	0,3
Fytoplankton	0		0,64	0,64	0,64	0,5
Totaal fosfaat (zomergemiddelde) mg/l	0		0,09	0,09	0,09	0,09
Totaal stikstof (zomergemiddelde) mg/l	0		0,00	0,00	0,00	1,3
Doorzicht (zomergemiddeld) m	0		0,62	0,62	0,62	0,65
Risicozuurstofloosheid door slib	-	-	hoog risico			